



Mikroplast i grundvand - En vurdering af potentialet for forekomst af mikroplast i dansk grundvand

Mackevica, Aiga; Hartmann, Nanna B.

Publication date:
2018

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):
Mackevica, A., & Hartmann, N. B. (2018). *Mikroplast i grundvand - En vurdering af potentialet for forekomst af mikroplast i dansk grundvand*. Danmarks Tekniske Universitet (DTU). <https://mst.dk/media/148257/bilag-3-notat-mikroplast-i-grundvand.pdf>

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

NOTAT

Til Miljøstyrelsen

Vedr. Mikroplast i grundvand

Fra Aiga Mackevica & Nanna B. Hartmann, DTU Miljø

3. april 2018
NIBH

Mikroplast i grundvand

- En vurdering af potentialet for forekomst af mikroplast i dansk grundvand

Del 1. Litteraturstudie

Baggrund

Plastik er et alsidigt materiale med et bredt spektrum af anvendelser, hvilket siden 1950'erne har ført til masseproduktion og stigende anvendelse af plastmaterialer i industrien og i forbrugerprodukter. Dette har samtidig bevirket en stigende forekomst af plast i miljøet, hvor de er meget langsomt nedbrydelige. Mens forurening med større plastmaterialer længe har været årsag til bekymring, er det kun indenfor det sidste årti at man for alvor har fået øjnene op for den mindre del af plastforureningen, nemlig mikroplast (her defineret som plast < 1 mm).

Mikroplast er af særlig interesse på grund af deres potentiale for at være mobile i miljøet og biotilgængelig for forskellige organismer. Mikroplast kan være industrielt fremstillede partikler, der anvendes som fyldstof i kosmetik eller slibemiddel i personlige plejeprodukter ('primær mikroplast'). Eller det kan være fragmenter og fibre, der dannes ved fysisk, kemisk eller biologisk nedbrydning eller afslibning af større plastmaterialer ('sekundær mikroplast'), f.eks. ved vask af syntetiske tekstiler.

Mange undersøgelser har identificeret mikroplast i marine (f.eks. Lusher, 2015) og ferskvandsmiljøer (f.eks. Eerkes-Medrano et al., 2015), sedimenter (f.eks. Cauwenberghe et al., 2015), jordbund (Bläsing og Amelung, 2018), spildevandsrensingsanlæg (f.eks. Murphy et al., 2016) og slam (f.eks. Mahon et al., 2017), men der har kun været ganske begrænset opmærksomhed på risikoen for forekomst af mikroplast i grundvand og drikkevand. I forbindelse med dette projekt har vi således identificeret meget begrænset information om transport af plastpartikler gennem jord og egentlige målinger af mikroplast i grundvand eksisterer ikke.

Enkelte studier (Kosuth et al., 2017; CPHBusiness, 2017) har for nyligt påvist mikroplast i drikkevand i gennemsnitlige koncentrationer på 4.34 stykker mikroplast/L (heraf 99.7% fibre) og 18 stykker mikroplast/L for hhv. et internationalt og et dansk studie. Der er dog stillet spørgsmålstejn ved deres prøvetagnings- og målemetoder (se f.eks. Strand, 2017), og resultaterne kræver derfor yderligere validering inden endelige konklusioner kan drages. Såfremt resultaterne af disse studier kan valideres, er der behov for at identificere kilderne til mikroplast i drikkevand. For det internationale studie skal det

påpeges at drikkevand, i flere af de undersøgte lande, stammer fra overfladevand. I forbindelse med de danske resultater er det derimod særligt relevant at undersøge forekomsten af mikroplast i forsyningsnettet og i grundvandet, med henblik på at belyse eventuelle kilder.

I dette notat gennemgås den eksisterende litteratur med formålet at undersøge potentialet for, at mikroplast partikler kan udgøre en risiko for at forurene grundvandet under danske forhold. Rapportens konklusioner underbygges af eksperimentelle forsøg. I disse forsøg udtages vandprøver af råvand (grundvand) fra seks kildepladser / borer, som analyseres for forekomst af mikroplast. Disse prøver kan ses som værende stikprøver, hvor lokaliteter er udvalgt ud fra forskellighed i geografi og geologi. Det er dog for få prøver til at være repræsentativt for grundvandet som helhed.

Skæbne af mikroplast i miljøet – mulige veje til grundvandet

En kilde til mikroplast i miljøet er spildevandsslam, der anvendes på landbrugsjord (f.eks. Vollertsen & Hansen, 2016). Mikroplast i spildevandsslam stammer fra husholdninger, industri og overfladevand, og omfatter bl.a. syntetiske fibre fra vask af tekstiler samt plastik 'beads' fra personlig plejeprodukter (Browne et al., 2011). En større kortlægning af mikroplast i danske renseanlæg og i landbrugsjord blev udgivet sidste år (Vollertsen & Hansen 2016). Resultater af denne rapport indikerede at spildevandsslam er blot én ud af flere kilder til mikroplast i jord, hvor vindbårne partikler kan være en anden kilde. Det fremhæves dog, at yderligere undersøgelser er påkrævet for at forstå betydningen af de forskellige kilder (Vollertsen & Hansen, 2016). En nylig undersøgelse af Nizzetto et al. (2016) beregnede et årligt input af mikroplast på 63.000-430.000 tons pr år på europæisk landbrugsjord. Efter udbringning på landsbrugsjord kan mikroplast i spildevandsslam potentielt transporteres til dybere jordlag og til vandmiljøet gennem overfladeafstrømning (Bläsing og Amelung, 2018; Venghaus og Barjenbruch, 2017).

På nuværende tidspunkt har kun få studier adresseret forekomst og transport af mikroplast i jordmiljøer. Kun ét studie har undersøgt forekomsten af mikroplast i jord og spredningen af syntetiske fibre gennem spildevandsslam (Zubris and Richards, 2005). Denne undersøgelse viste, at fibre kan detekteres i jordsøjler mindst 15 år efter udbringning af spildevandsslam.

Grundvand dannes ved infiltration af nedbør gennem jord og de underliggende geologiske lag. Derfor er transport gennem jord en central proces i vurderingen af, hvorvidt mikroplast kan nå ned til grundvandsmagasiner, og vil være fokus for dette litteraturstudie.

Udvaskning

Generelt afhænger skæbne og fordeling af mikroplast i miljøet af forskellige faktorer, såsom deres størrelsesfordeling, form og densitet (Lusher et al., 2014), hvilket også vil gælde for jordmiljøer. Samtidig vil de specifikke geologiske forhold have betydning, såsom vandindhold og porestørrelse osv. Transport gennem jordkolonner (udvaskning) sker i makro- og mesoporer og forekommer i særlig grad i jord med mange makroporer (porer tilstrækkelig store til at vand strømme uhindret af kapillarvirkning). Dette gælder for lerblandet jord med bioporer, grove sandjord og organiske jordarter) og i vertisol (jord med højt lerindhold med dannelse af sprækker). I modsætning hertil vil jord med større dele af mikroporer favorisere tilbageholdelse af f.eks. mikroplast. En tilsvarende tilbageholdelse

er ofte observeret for kolloider¹ (f.eks. sod) der fungerer som bærestoffer for andre forurenende stoffer, såsom polycykliske aromatiske carbonhydrider (PAH'er) (fx Chen et al., 2017). Et nødvendigt krav til udvaskning af f.eks. mikroplast er, at partikelstørrelsen er mindre end diameteren af poren; ellers vil partikler blive fanget (McGechan og Lewis, 2002; McGechan, 2002). Ifølge McGechan (2002) er det primært partikler med en diameter $<1,91 \mu\text{m}$ som transporteres ved udvaskning gennem jordporer.

Generelt påvirkes transporten af kolloide partikler i porøse medier af overfladekemi, partikelstørrelser og morfologi samt fluid hastighed (Grolimund et al., 1998). Mest almindeligt er partikeltransportmekanismer blevet undersøgt ved anvendelse af søjler pakket med mættede porøse medier, såsom glasperler eller sand. Transporthastighederne er derefter udledt af gennembrudskurver målt i kolonneudløbene (Molnar et al., 2015). Morales et al. (2009) og Zhang et al. (2010) undersøgte retentionen af plast kolloider (af polymer-typen polystyren) i sand med en mikroplast diameter på henholdsvis 5 og $2,6 \mu\text{m}$. Begge studier afslørede et potentiale for udvaskning af plastpartikler i rent sand. Der vil sandsynligvis være en større tilbageholdelse af partikler i en mere tæt pakket jord. En sådan udvaskning foregår sandsynligvis gennem præferentielle strømningsveje, som også er antaget for plastfibre af Zubris og Richards (2005). Idet grundvandet primært dannes ved infiltrering af nedbør gennem jord og underliggende geologiske lag, vil større partikler antageligt blive filtreret og derved tilbageholdt (Blasing og Amelung, 2018). Det er derfor tvivlsomt at μm store partikler vil nå grundvandet gennem udvaskning - med mindre der forekommer sprækker i jorden kombineret med et overfladenært grundvandsmagasin.

Ud fra ovenstående betragtninger antages det af Blasing og Amelung (2018), at mikroplast ikke udgør en risiko for kontaminering af grundvand, især gældende for større mikroplast partikler $>1 \mu\text{m}$.

Resultater af et studie beskrevet af Frimmel et al. (2007) tyder dog på, at mindre kolloider faktisk kan passere gennem makroporer i grovere jord og potentielt nå grundvandet. På samme måde kan det formodes at mindre plastpartikler (f.eks. 'nanoplast', $<1 \mu\text{m}$) vil være mere mobile i jordmiljøet. Nanopartikler falder under størrelsen af de fleste porer i jorden (Hartland et al., 2012). For eksempel har undersøgelser vist, at sølv nanopartikler og carbon nanorør kan være mobile i meget grovkornet jord, men ikke i finkornet jord (Jaisi og Elimelech, 2009; Wang et al., 2015). Udvasning er også observeret for helt små partikler op til 20 nm (Wang et al., 2013). Et andet studie undersøgte transporten af latex mikrosfærer ($0,11 \mu\text{m}$) og naturlige jordkolloider gennem en jordkolonne. Resultaterne viste, at ikke blot blev partikler udvasket fra søjlen, men de havde også en tendens til at transportere sig hurtigere end det opløselige sporstof, som blev anvendt til eksperimenterne (Grolimund et al., 1998). I modsætning til sporstoffet viste det sig således at de mobile kolloider blev ekskluderet fra små porer i mediet, og at transporten og spredningen af de kolloidale partikler var uafhængig af porevandshastighed. Kun ca. en tredjedel af kolloiderne blev dog transporteret gennem jorden. Resten forblev i jorden og ville muligvis have brug for større mængder vand over længere tid for at blive løsnet fra jordens porer og til sidst passere gennem jordkolonnen (Grolimund et al., 1998).

¹ Kolloide partikler har i reglen en diameter fra 1 nm til $1 \mu\text{m}$

Ud fra eksisterende studier kan det formodes, at mikroplast ved udvaskning i høj grad vil blive tilbageholdt i jordsøjlen. Men der er samtidig usikkerhed omkring i hvilket omfang mindre plastpartikler ('nanoplast') ville kunne trænge ned i jorden til dybere lag og muligvis nå grundvandet. På baggrund af tilgængelige data blev det således for nyligt fremhævet af Bläsing og Amelung (2018), at muligheden for mindre forurening med plastpartikler i størrelser $<1\ \mu\text{m}$ ikke kan udelukkes.

Der er dog flere alternative veje, hvorigennem mikroplast teoretisk set kan trænge ind i jorden og i sidste ende nå grundvandet. Den mikroplast, der er til stede på jordoverfladen, kan indarbejdes i dybere jordlag gennem jordbearbejdning, eller transporteres gennem større revner eller ved bioturbation. Sådanne transportveje er blevet observeret for andre partikler, såsom plantefrø (Zaller og Saxler, 2007) eller forkullede kolloider (Eckmeier et al., 2007). Nedenfor beskrives alternative potentielle transportmekanismer: bio-turbation og revner.

Bio-turbation

Hvis mikroplast deponeres på jordoverfladen eller findes i jorden, kan de indtages af forskellige jordorganismer og derigennem transporteres til dybere jordlag. Undersøgelse af Rillig et al. (2017) observeret vertikal transport af PE-kugler i størrelsen 710 til 2800 μm af regnorme (*Lumbricus terrestris*) ned til 10 cm inden for 21 dage. Lignende observationer blev lavet for LDPE i størrelser under 400 μm i en undersøgelse af Huerta Lwanga et al. (2017). I begge studier blev der rapporteret en størrelsesafhængig translokation, dvs. mindre mikroplast foretrækkes til bioturbativ transport. Undersøgelse af Maaß et al. (2017) rapporterede bioturbativ transport af ureaformaldehyd mikroplast (100-200 μm) af to collembolanarter (*Folsomia candida* og *Proisotoma minuta*) og fandt ingen størrelsesafhængighed. Alle ovennævnte undersøgelser konkluderer, at dyre-aktivitet bidrager til indarbejdelse og lodret transport af mikroplast i jorden.

Bio-turbation kan bidrage til transport af mikroplast til dybere jordlag. Imidlertid kommer disse dyr sædvanligvis ikke i nærheden af (oftest dybtliggende) grundvandsmagasiner. Det vurderes derfor, at transport af mikroplast ved bio-turbation ikke i sig selv udgør en direkte risiko for grundvandforurening, men kan påvirke den samlede transport af mikroplast gennem jorden.

Sprækker og revner

Sprækker og makroporer, hvor præferentielle vandstrømme dannes, kan øge kolloidtransporten kraftigt og fungere som motorveje til hurtig transport af kolloider (McCarthy og McKay, 2004). Viden om dette fænomen er begrænset, da kolloidtransport hovedsagelig studeres i homogen jord eller i sandkolonner (Shein et al. 2007). Sprækker kan forekomme i landbrugsjord, der har ekspanderende mineraltyper (som montmorillonit), især når jorden tørrer ud. Skift mellem våde og tørre forhold, eller frost og optøning, kan føre til dannelsen af revner, som derved kan føre til transport af kolloider til dybere jordlag (Rillig et al. 2017). Hurtig kolloidtransport gennem revner i jorden er eftervist ved adskillige eksperimentelle undersøgelser (MacKay et al. 1993; MacKay et al. 1999). Bakteriofager (26nm og 62nm) blev anvendt som kolloidale sporstoffer, og resultater viste, at transporten fandt sted med en hastighed på 2-5 m/d i finkornet canadiske moræne med sprækker og 1-6 m/d i tilsvarende dansk jord. I alle eksperimenter blev de kolloidale sporstoffer desuden transporteret 10 til 100 gange hurtigere end ikke-reaktive opløste sporstoffer (fx chlorid eller bromid), hovedsagelig på grund af diffusion af de opløste stoffer ind i jordporer. Disse forsøg viser, at kolloidtransport kan forekomme

meget hurtigt i jordbund med sprækker, og der er behov for mere forskning i kolloidtransport og tilbageholdelse af disse i jord med sprækker, herunder muligheden for at mikroplast på denne måde kan nå grundvandet. Desuden er der en voksende bekymring med hensyn til transport af forurenende stoffer gennem jord som følgende af en stigende naturgasudvinding gennem fracking. Hydrofracking kræver store mængder hydrofrackningsvæske til at fortrænge naturgas i skifer, og disse væsker er kendt for at facilitere kolloid transport gennem klippesprækker og umættede jordarter (Sang et al., 2014).

Sprækker og makroporer kan forekomme i jorden, enten som følge af naturlige forhold eller gennem menneskeskabte aktiviteter. Hvor sådanne sprækker forekommer, kan transporten af mikroplast til dybere jordlag potentielt være øget. Viden om dette fænomen er begrænset, da kolloidtransport hovedsagelig studeres i homogen jord eller i sandkolonner (Shein et al. 2007). For at vurdere betydningen af sprækker og makroporer i forhold til transport af mikroplast i jorden er yderligere eksperimentielle studier nødvendige.

Del 2. Undersøgelser af mikroplast i dansk grundvand

Formålet med denne undersøgelse har været, at undersøge forekomsten af mikroplast i grundvand fra udvalgte lokaliteter i Danmark. Det skal understreges at undersøgelsen er baseret på ganske få prøvetagningslokaliteter, hvor der samtidig findes begrænset viden om potentielle kilder til mikroplast. F.eks. savnes der viden om udbringning af spildevandsslam i boringernes opland, som er en mulig kilde til forurening med mikroplast. Samtidig har det indenfor projektet rammer kun været muligt at foretage en grundig analyse af ganske få prøver.

Prøvetagningslokaliteter

I Tabel 1 nedenfor ses de lokaliteter, hvor der er udtaget prøver i forbindelse med dette projekt. Lokaliteterne er udvalgt i samarbejde med forsyningsselskaberne, i forhold til fremkommelighed og geologiske forhold.

Tabel 1. Oversigt over prøvetagningslokaliteter inklusiv information om rør-materiale, dybde på boringen, geologi samt antal og typer af prøver udtaget.

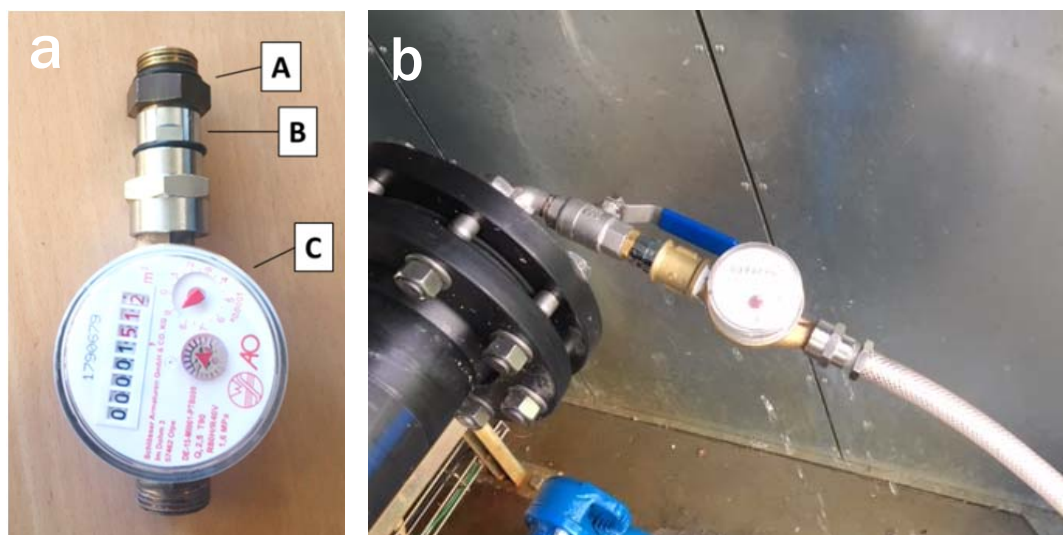
	Lokalitet/ Vandværk	Boring ID (DGU nr.)	Forerør materiale	Dybde (m)	Geologi grundvands- magasin	Grundvands- alder (estimeret fra forsyninger)
Novafos	Mortenstrup (Hørsholm)	193.1321 (MO 105)	PVC	Ca. 90	Kalk (Åben kalkboring)	-
Novafos	Mortenstrup (Hørsholm)	193.1343 (MO 108)	Stål	Ca. 85	Kalk (Åben kalkboring)	-
HOFOR	Assermølle (Lejre)	206.1805	PVC	34	Kalk (Filtersat)	200 år (gennemsnit)
HOFOR	Solhøj (Hedehusene)	207.2694	PVC	36	Kalk (Filtersat)	50 år (gennemsnit)
Rødekro vand	Rødekro Nord	160.1359	PVC	148	Sand	50 % af vandet er >200 år gammelt
Arwos	Farversmølle (Aabenraa)	160.870	PVC	64	Sand	-

Materialer og metoder

Prøveudtagningsprocedure. Hovedprincippet for de valgte metoder for prøveudtagning og prøveforberedelse var, at have et "lukket system" for at minimere kontaminering fra luft og oxidation af grundvandet (se Figur 1a).

Prøverne blev opsamlet ved at filtrere grundvandet fra eksisterende taphaner på de valgte boringer gennem et stålfilter med 10 μm porestørrelse (AISI316, Filtertek). Stålfiltret blev skåret i cirkulære stykker med en diameter på ca. 13 mm, som blev lagt på aluminiumsfolie og udglødet i en ovn ved 550° C for at sikre, at der ikke forekommer organiske urenheder på filteret. Filtrene blev derefter indpakket i aluminiumsfolie og opbevaret indtil prøvetagning.

Prøveudtagningsudstyret ses på Figur 1a og 1b, og består af (A) en monteringsforbindelse (krom eller messing) til prøveudtaget, (B) en overgang, der anvendes som filterholder (krom) med en gummiring for at holde filteret på plads, samt (C) en flowmåler (købt fra lavprisvvs.dk), og et rør til udledning af det filtrerede vand. Gummipakningen i filterholderen gør samlingen tæt og reducerer samtidig det reelle filterareal til 71mm² (10mm diameter). Monteringsforbindelsen er designet individuelt til de forskellige prøvetagningslokaliteter idet der er forskel på taphanernes udformning og dimensioner. Før indsættelse af stålfiltret blev anordningen monteret på taphanen og vi lod 50L vand løbe gennem enheden. Derved blev alle komponenter i udstyret skyllet før prøveudtagningen. Derefter blev der indsat et stålfilter, og der blev taget fem individuelle prøver af hhv. 3x 50L, 1x10L og 1x 100L. Filtret blev indsat i og fjernet fra filterholderen ved brug af stålpincetter, der blev skyllet, før filteret blev håndteret. Filtrene blev efter prøvetagning opbevaret i PS petriskåle (på nær prøver fra Mortenstrup) som blev opbevaret i glas-petriskåle), som i andre studier har vist sig ikke at forurene prøver med PS-partikler (Schymanski et al. 2017).



Figur 1a: Prøvetagningsudstyr. A: Fitting til taphane, B: Filter holder, C: Flowmeter. **1b:** Prøvetagningsudstyr tilsluttet til taphane (foto taget i Aabenraa, Farversmølle vandværk, boring 160.870, 29.11.2017)

Lysmikroskopi. Alle stålfiltre blev undersøgt ved hjælp af lysmikroskopi (Leica MZ6, magnification 0.63-4.0x) koblet med et kamera (Q-Imaging Go-5 camera) for at visuelt identificere partikler, der potentielt kunne være plast. Rene stålfiltre blev undersøgt under mikroskopet som reference for at verificere, at der ikke var sket nogen forudgående kontaminering af filtrene. Enkelte prøver blev udvalgt til yderligere analyse ved Focal plane array detektor-baseret mikro-Fourier-transformet infrarød spektroskopi (FPA FT-IR) (Agilent Cary 670).

FT-IR analyse. Verifikation af den kemiske identitet af partiklerne, som findes på filteret, er af afgørende betydning, når det kommer til at drage eventuelle konklusioner om forekomsten af mikroplast i grundvand. I dette projekt suspenderede vi partiklerne, der blev opsamlet på stålfiltret, og filtrerede dem igen på Anodisc-filtre, for at kunne udføre FT-IR-analyse.

Det anvendte FT-IR systemet omfattede et Agilent Cary 620 FTIR mikroskop koblet til et Agilent Cary 670 FTIR spektrometer. Mikroskopet er udstyret med en 128 x 128 pixel FPA detektor og er i stand til at indsamle spektre ved hjælp af 15x forstørrelse. Instrumentet blev betjent i transmissionstilstand med IR pixelstørrelse på 5,5 μm , spektralopløsning på 8 cm^{-1} . IR-spektre blev analyseret med software MPhunter (MPhunter version 1.1, freeware program udviklet i Aalborg Universitet, Danmark, i samarbejde med Alfred Wegener Institute, Tyskland).

Prøveforberedelse for FT-IR. Partiklerne, der var til stede på stålfiltrene, skulle overføres til en FT-IR-kompatibelt overflade inden FT-IR-analyse, da stålfiltre ikke er egnede til dette formål. Der er flere muligheder for FT-IR-kompatible overflader, herunder glas og ZnSe. Da prioriteten for denne specifikke undersøgelse var at minimere prøvetab og analysere den eventuelle forekomst af mikroplast i *hele* prøven (i modsætning til at analysere enkelte partikler), var det nødvendigt at genfiltrere prøven på en FT-IR-kompatibelt filter. For at opnå resultater af høj kvalitet, med minimal spektroskopisk interferens i analysen af mikroplast, er anvendelse af et passende filtermateriale af allerstørste vigtighed (Vianello et al., 2013).

Et studie af Loder et al. (2015) testede ti forskellige typer af filtre for deres anvendelighed til FPA-baseret FT-IR analyse. Deres resultater viste, at der for transmissions-IR var to egnede filtertyper, nemlig Isopore membranfiltre, fremstillet af polycarbonat, samt Anodisc filtre, fremstillet af aluminiumoxid. Baseret på de foreliggende oplysninger i litteraturen (Primpke et al., 2017; Tagg et al., 2015) og diskussioner med forskere på Aalborg Universitet (Professor Jes Vollertsen og kollegaer) blev AnodiscTM-filtre (Whatman, 0,2 μm porestørrelse, 25 mm diameter) valgt som egnet filter til prøveforberedelse.

Anvendelsen af Anodisc filtre giver dog også visse begrænsninger. Brugen af Anodisc filtre giver en begrænsning i det FT-IR optagne bølglængdeområde på 3800 – 1300 cm^{-1} . Det vil medføre, at information i fingerprintområdet <1300 cm^{-1} ikke medtages, hvilket kan medføre usikkerheder i forbindelse med identifikation af flere typer af gængse polymermaterialer som for eksempel PET, PVC, akrylat, og PTFE (Strand, 2018).

Genfiltreringen blev udført ved brug af mikroanalyse glasfilterholder med en 25 mm glasunderstøtning og 15 ml glastragt med filtreringsareal på 2,5 cm^2 (EMD Millipore, Merck), eller 1,2 cm^2 (Advantec

MFS). Glasragten med det større filtreringsareal blev indledningsvis anvendt, men det viste sig at det besværliggjorde FT-IR analysen da kun en del af filtret kunne analyseres grundet ujævnheder i filtrets overflade. Derfor blev det besluttet at anvende en glasragt med et mindre filterareal, som derfor er anvendt til filtrering af prøverne i den sidste halvdel af projektet. Af denne grund vil der i resultatafsnittet fremgå analyser af varierende delmængde af prøvens samlede volumen.

Inden filtrering blev ragten skyllet grundigt med deioniseret (DI) vand, og dernæst nedsænket i DI vand i et glasbæger i et ultralydsbad i 15 minutter. Herefter blev det skyllet grundigt igen i DI vand inden brug. Denne procedure blev gentaget før hver prøveforberedelse.

Stålfiltre blev overført til 10 ml DI vand i glasbægre og ultralydsbehandlet i op til 1 min for at lette fjernelsen af partikler fra stålfiltret. Glasbægre blev rensed med samme procedure som glasfiltreringstragten. Stålfiltret blev derefter forsigtigt fjernet fra bægeret med pincet, lagt tilbage i petriskålen og undersøgt under lysmikroskopi for at sikre, at ingen partikler blev efterladt på filteret. Den resulterende suspension i DI-vand blev derefter filtreret gennem Anodisc-filteret. Filtreringen blev udført i et stinkskaab med udsugning, for at minimere kontaminering med mikroplast fra luft. For at minimere prøvetab, som følge af partikel sorption til glasudstyr og maksimere prøveopsamling på Anodisc-filteret, blev både bægeret og ragten efterskyllet med ekstra DI-vand.

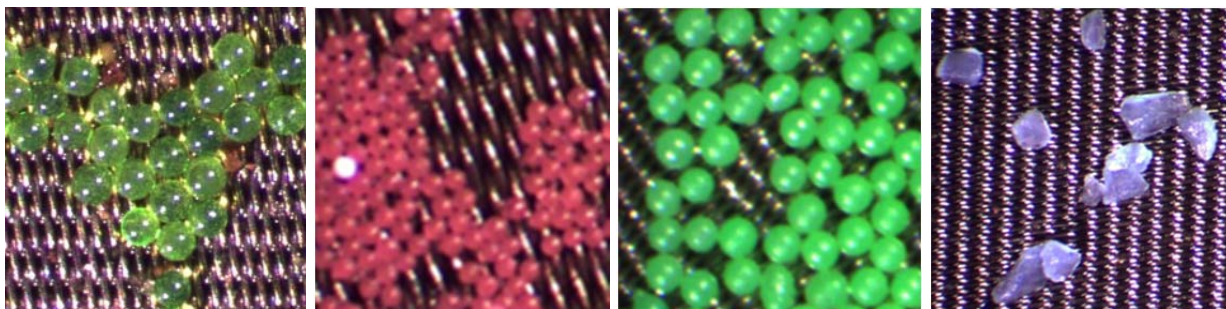
Efter filtrering blev Anodisc filtre anbragt i petriskåle og undersøgt med lysmikroskopi, for at undersøge fordelingen og udseende af partikler på filtret.

Som kontrolforsøg blev følgende prøver fremstillet:

- Blank Anodisc (ubehandlet);
- Kontrol, rent stålfiltre: Rent stålfiltre overført til et glasbægre med 10 ml DI vand sat i ultralydsbad for 1 min, og filtreret gennem Anodisc filter (på samme måde som for grundvandsprøverne);
- Kontrol, deioniseret vand: 10 ml DI vand overført til glasbægre og derefter filtreret gennem Anodisc-filtre (på samme måde som for grundvandsprøverne).

Genfindingstests. En validering af prøveudtagningsproceduren og prøvebehandlingen blev udført ved anvendelse af forskellige referencepartikler (se Figur 2), der gennemgik samme procedure for prøveudtagning og prøveforberedelse, som beskrevet ovenfor for feltprøverne. De anvendte referencepartikler var:

- 200 µm fluorescerende PS sfæriske partikler (Phosphorex)
- 63-75 µm PE sfæriske partikler (Cospheric, UVPMS-BR-1.20)
- 180-212 µm sfæriske PE partikler (Cospheric, UVPMS-BG-1.00)
- 125-250 µm PA (nylon) fragmenter (fremstillet på DTU Miljø)



Figur 2. Partikler anvendt i genfindingstests. Fra venstre mod højre: 200 µm fluorescerende PS, 63-75 µm PE partikler, 180-212 µm PE partikler, 125-250 µm PA (nylon) fragmenter (fremstillet på DTU Miljø)

Partiklerne blev, i individuelle forsøgsrunder, aflejret på et stålfiltre (10 µm maskestørrelse), talt ved anvendelse af et lysmikroskop og anbragt i prøveudtagningssystemet (se Figur 1a). Prøveudtagningssystemet blev forbundet til en vandhane (DTU, Bygning 113) og 50 liter vand blev kørt gennem systemet (med en hastighed på 4-6 L / min). Derefter blev systemet adskilt for at fjerne filteret, og partiklerne blev talt igen ved hjælp af lysmikroskopi. Grundet partiklernes størrelse (og i et tilfælde også fluorescens) var det ikke nødvendigt at anvende FT-IR analyse til disse undersøgelser. Derefter gennemgik stålfiltret den samme prøvebehandling som feltprøverne, dvs. nedsækning af filteret i 10 ml DI vand, ultralydbehandling i op til 1 min og filtrering gennem et vakuumfilter system. I stedet for anodisc filtre blev der anvendt cellulosefiltre til denne vakuumfiltrering, da FT-IR-analyse som nævnt ikke var nødvendigt.

Resultater

Genfinding. Resultaterne af genfindingstesten viste, at selve prøvetagning resulterede i et tab af partikler på omkring 14% (svarende til >86% genfinding, se Tabel 2) efter filtrering af 50 liter vand gennem et stålfiltre, monteret i det anvendte prøvetagningssystem (som vist på Figur 1a). Dette svarer godt overens med genfindingstests foretaget med en lignende prøvetagningsmetode, som beskrevet af Strand (2018), hvor 75-98% genfinding blev observeret for de testede referencepartikler. Op til 6% af partiklerne (observeret for PE-perler 180-212 µm) gik tabt idet de satte sig fast på gummiringen placeret mellem stålfiltret og forbindelsen til hanen. Den videre prøvebehandling (vakuumfiltrering), forud for FT-IR analyse, resulterede i partikeltab mellem 11 og 29%, hvor det højeste tab blev observeret for 63-75 µm PE-perler. Den samlede prøveudtagningsprocedure, fra prøvetagning til deponering på Anodisc filtre, resulterede i en overordnet genfinding fra 62 til 78%.

Tabel 2: Genfinding af referencepartikler efter prøvetagning og prøvebehandling.

Partikeltype	Størrelse (µm)	Polymer-type	Genfinding (filtrering af 50L gennem stålfiltre) (%)	Genfinding (prøvebehandling, vakuumfiltrering) (%)	Genfinding (total) (%)	Tab på gummiring
Kugler	200	PS	93.4 ± 4.0	83.2 ± 13.2	77.9 ± 14.9	1.3 ± 1.3
Kugler	63-75	PE	86.6 ± 8.1	71.0 ± 6.7	61.7 ± 10.3	2.9 ± 1.4
Kugler	180-212	PE	86.0 ± 9.0	88.5 ± 9.5	75.7 ± 4.7	6.2 ± 1.7
Fragmenter	125-250	PA (Nylon)	94.2 ± 3.1	79.4 ± 1.2	74.9 ± 3.3	3.3 ± 1.2

Ud fra resultaterne af genfindings-tests kan det således konkluderes, at denne trinvis procedure – fra prøvetagning med det udviklede udstyr (se Figur 1a) til prøvebehandling (resuspendering af partikler fra stålfiltre efterfulgt af vakuumfiltrering) - er egnet og robust i forhold til at indsamle mikroplast fra feltprøver og forberede dem til FT-IR analyse. Prøvetagningsmetoden kan dog i fremtidige undersøgelser forbedres med henblik på at opnå en endnu højere genfindelse.

Kontrolprøver. Som nævnt ovenfor er der mulighed for prøveforurening både under prøveudtagning og prøveforberedelse/prøvebehandling, hvorfor forberedelse og analyse af kontrolprøver er af største vigtighed. Som nævnt ovenfor blev de følgende kontrolprøver analyseret ved FT-IR:

- Blank Anodisc
- Kontrol, rent stålfiltre
- Kontrol, deioniseret vand

Forskellige naturlige og syntetiske partikler blev fundet i alle kontrolprøver. 'Blank Anodisc' prøven havde 36 naturlige partikler (proteinbaserede partikler og cellulose) samt 7 PS partikler i størrelser fra 12 til 146 µm. En PS-partikel blev også fundet i 'Kontrol, rent stålfiltre' prøven. Både 'Kontrol, rent stålfiltre' og 'Kontrol, destilleret vand' indeholdte partikler som vurderes at være PP partikler. Prøven 'Kontrol, rent stålfiltre' havde et betydeligt højere indhold af naturlige partikler i sammenligning med andre kontrolprøver (769 naturlige organiske partikler), hvoraf en er en 1 mm lang bomuldsfibre. Disse resultater viser at der – på trods af stor omhyggelighed med overdækning af filtre og vask af udstyr - kan ske en kontaminering af prøverne under prøveforberedelse og analyse, f.eks. ved deponering af partikler fra luften. Dette gælder især når prøveforberedelsen involverer flere trin.

Grundvandsprøver. Ved anvendelse af den udviklede metode blev der indsamlet prøver fra 6 forskellige boringer på Sjælland og i Sønderjylland. Som nævnt ovenfor blev prøverne opsamlet på stålfiltre med 10 µm maskestørrelse. Undersøgelsen af filtre med lysmikroskopi afslørede, at der i alle tilfælde blev opsamlet nogle partikler på filteret. Disse var for det meste sorte og hvide partikler. Disse farver er typiske for jord og sandpartikler, men plastpartikler kan dog sagtens forekomme i sådanne 'neutrale' farver. Eksempler på partiklernes udseende kan ses i bilag 1. Få prøver indeholdte fibre deponeret på filteret (fx Solhøj, 50L replikat 2. Se Appendix 1), men uden verifikation af FT-IR eller Raman spektroskopi er det ikke muligt at bestemme nærmere, hvorvidt disse består af plast. De fiber- og

rektangulære strukturer, der blev fundet på stålfiltrene, var sædvanligvis gennemsigtige eller sorte og lignede ikke visuelt de typiske (farvede) syntetiske fibre som frigives fra tøj.

For grundvandsprøverne er følgende prøver analyseret med FT-IR, hvor det, grundet den indledende prøvetagningsmetoder, kun var muligt at analysere en del af Anodisc flittret:

- Mortenstrup MO105 (repl.3)(26% af filter analyseret)
- Mortenstrup MO108 (repl. 1) (42% af filter analyseret)
- Assermølle, Lejre (repl. 3) (40% af filter analyseret)
- Farversmølle, Aabenraa (repl. 2) (14% af filter analyseret)

Yderligere to lokaliteter blev udvalgt til mere omfattende FT-IR analyser, som dækkede 90-100% af den samlede prøve. Dette blev muliggjort ved brug af glastragt med mindre filtreringsareal, som beskrevet ovenfor. Følgende lokaliteter blev undersøgt ved brug af denne metode:

- Mortenstrup MO108 (10L, 50L (repl.3), 100L)
- Assermølle (10L, 50L (repl.1), 100L)

Lokaliteterne Solhøj og Rødekro (se Tabel 1) blev ikke analyseret ved brug af FT-IR, hvilket skyldes at disse analyser samt databehandling er ekstremt tidskrævende og derfor ikke var muligt indenfor projektets rammer.

Billederne af de scannede områder for kontrolprøver og grundvandsprøver sammen med mere detaljeret beskrivelse af FT-IR-resultater for alle prøver findes i Appendix 4. Prøver blev analyseret for mikroplast og naturlige partikler ved anvendelse af MPhunter 2.0 software. Et overblik over resultaterne er præsenteret i Tabel 3 nedenfor.

Tabel 3. Oversigt over de analyserede prøver inkl. det analyserede filter-areal (%), polymer type for mikroplast, forekomst af naturlige partikler og fibre.

Prøve	Analyseret areal (% af total filter)	Partikeltype (mikroplast)	Antal	Naturlige partikler	Antal	Fibre
Blank Anodisc	90-100	PS	7	Protein Cellulose	33 3	
Blank Anodisc repl.2	18	-	0	Protein	9	
Kontrol, deioniseret vand	90-100	PP	1	Protein Cellulose	14	
		PA	1		2	
Kontrol, rent stålfilter	90-100	PP	1	Protein	765	Bomuldsfiber 1mm
		PS	1	Cellulose	4	
Kontrol, rent stålfilter repl.2	9	Epoxy	1	Protein Cellulose	1	Bomuldsfiber 547µm
		PE	1		2	
Assermølle 10L	75-85	PA	1	Protein Cellulose	165	
		PS	145		6	
Assermølle 50L, repl.nr.1	90-100	PP	1	Protein Cellulose	644	
		Polyester	3		1	
		PA	4			
		PS	51			
Assermølle 50L repl.nr.3	26	-	0	Protein	14	
Assermølle 100L	90-100	PA	1	Protein	455	Bomuldsfiber 295µm
		PS	15	Cellulose	2	
Mortenstrup MO108 10L	90-100	Polyester	5	Protein Cellulose	159	Bomuldsfiber 521µm Polyester fiber 395µm
		Cellulose acetate	1		5	
		Acrylic paints	1			
Mortenstrup MO108 50L repl.nr.1	42	PP	1	Protein	43	
		Acrylic paints	1			
Mortenstrup MO108 50L repl.nr.3	90-100	Polyester	3	Protein Cellulose	743	Polyester fiber 414µm Bomuldsfiber
		Cellulose acetate	3		10	

Prøve	Analyseret areal (% af total filter)	Partikeltype (mikroplast)	Antal	Naturlige partikler	Antal	Fibre
						344µm, Protein-baseret fiber 5mm
Mortenstrup MO108 100L	90-100	Acrylic paints	2	Protein Cellulose	397 2	
		Cellulose acetate	1			
		Polyester	2			
Mortenstrup MO105 50L repl.nr.3	40	Polyester	4	Protein Cellulose	179 12	Polyester fiber 174µm, Bomuldsfibre 1.1mm, 461, 546, 609, 490, 424, 377, 293, 279, 145 µm
Farversmølle 50L repl.nr.2 Farversmølle 50L repl.nr.2	14 14	Teflon-Acrylic PA Polyester Teflon-Acrylic	31 3 1 31	Protein	71	

Det ses ud fra Tabel 3 at der ved analyser af både kontrolprøver og grundvandsprøver blev fundet flere fiberlignende strukturer på filtrene, som ved FT-IR analyse bedømmes ikke at være plastfibre, men derimod cellulose, bomuld, eller stålfibre (fragmenter fra stålfiltre). Antallet af stålfibre er ikke anført i tabellen ovenfor, da de ikke detekteres via FT-IT analysen. Dette påpeger igen vigtigheden af at basere konklusioner på kemisk bestemmelse af materialet frem for visuel identifikation. Samtidig viser det også, at fibre kan forekomme i form af andet materiale end plast, som f.eks. bomuld (som set i Mortenstrup MO108, Assermølle og Kontrol prøver, Tabel 3). I en af prøver fra Mortenstrup (MP108 50L, repl.3) var der en 5 mm fiber, som blev identificeret som protein-baseret materiale, der mest sandsynligt var græs, som måske faldt på stålfiltret under prøvetagning (Appendix 4. Figur 4.11b).

Som det fremgår af billeder fra lysmikroskopi i bilag 4, er der mange sort/hvide partikler til stede i grundvandsprøverne efter filtrering over på Anodisc filtrene. FT-IR-analysen viser imidlertid, at disse partikler ikke er plast og de er mest sandsynligt organiske og uorganiske partikler, som er transporteret sammen med grundvandet. Mere detaljeret information om sammensætningen af uorganiske partikler ville kunne opnås ved f.eks. SEM- EDX analyse.

En undtagelse er prøven fra Faversmølle. Prøverne fra Farversmølle sås allerede ud fra lysmikroskopi at indeholde flere forholdsvis store hvide partikler (ca. 0,2-1 mm i størrelse) (Appendix 1), der

potentielt kunne være plast. Nogle af partikler var store nok for at blive fjernet med pincet og analyseret med ATR FT-IR for at få hele spektrum, inklusiv fingerprint-regionen. Ved brug af ATR FT-IR analyse blev det fundet at disse partikler var Teflon-Acrylic kompositter (se Figur 4.15a-d i Appendix 4). Teflon kan ikke identificeres, hvis partikler er deponeret på Anodisc (Teflon resulterer kun i et FT-IR efter 1300cm⁻¹, hvilket kan ikke scannes med Anodisc). Faversmølleprøven indeholdte en hel del Teflon-baseret partikler af denne type (Tabel 3). Det antages, at de højst sandsynligt kommer fra Teflon-tape anvendt i tilslutninger til taphanen ved boringen på denne specifikke prøvelokalitet, og dermed ikke fra grundvandet. Dette understreger at forurening, der kommer fra forskellige beslag, overgange og pakninger, er en faktor, der skal tages i betragtning ved fortolkningen af data.

Alle prøver fra Mortenstrup MO108 indeholdte kun få mikroplast partikler (gennemsnit ca. 0.2 mikroplast partikler pr liter), bestående af polyester, celluloseacetat eller akryl. I alle prøverne var der også fibre til stede, bestående af polyester eller bomuld, hvilket sandsynligvis er forurening fra luft, da der også observeredes fibre i kontrolprøverne. Der ses ingen sammenhæng mellem forskellige volumener af filteret grundvand og mængden af partikler, der blev fundet i MO108-prøverne. Således blev der fundet et større antal polyester- og celluloseacetat partikler i 10L prøven sammenlignet med 100L prøve (se Tabel 3). Den "tilfældige" partikelsammensætning og mængde af mikroplast partikler er med stor sandsynlighed afhængig af kontaminering på prøveudtagningsstedet og/eller viderebehandling. MO108 prøver blev behandlet på DTU, i et undervisningslaboratorium, hvor for eksempel tøjfibre kan være tilstede i udluftningssystemet, der hvor prøvepræparatet blev udført. Kontaminering fra luften kan generelt forekomme i alle situationer hvor prøven eksponeres for luft – og på trods af tiltag med henblik på at minimere kilder til sådan forurening, som for eksempel tildækning af prøver.

Som det ses af Tabel 3, så fandtes der i prøver fra Assermølle et stort antal PS-partikler. Dette er dog højst sandsynligt på grund af forurening fra tildækkede petriskåle, hvori prøverne blev opbevaret forud for prøveforberedelse. Stålfilerprøverne fra Assermølle blev opbevaret i PS petriskåle i mere end fire måneder før yderligere prøvebehandling og filtrering på Anodisc, og denne lagringstid har sandsynligvis resulteret i PS-forurening. Prøven fra Assermølle (50L, repl.3), der blev fremstillet og analyseret kort efter prøvetagning, indeholdte ingen mikroplast partikler i de analyserede 26% af prøven, som blev scannet. Ud fra dette vurderes det med altovervejende sandsynlighed, at PS partiklerne i disse prøver er et resultat af kontaminering under prøveopbevaring, og dermed ikke afspejler en forekomst af PS mikroplast i grundvandet. Ses der bort fra PS partikler i prøverne er den gennemsnitlige forekomst af mikroplast i prøverne fra Assermølle 0.05-0.1 mikroplast partikler per liter (mod ca. 1.8 mikroplast partikler per liter hvis PS partiklerne medtages i estimatet).

Den antagelse, at forekomsten af PS partikler i Assermølle prøverne primært skyldes kontaminering fra PS petriskåle, underbygges af det faktum, at prøver fra Mortenstrup MO108 blev opbevaret i glas-petriskåle i mere end 4 måneder og at ingen PS-partikler blev fundet i disse prøver.

Ud fra tidligere erfaringer med opbevaring af prøver i PS petriskåle, både på DTU og andre steder, var denne PS kontaminering ikke et forudset problem. Den lange opbevaringstid mellem prøvetagning og videre prøveforberedelse kan her have været en afgørende faktor. I fremtidige undersøgelser anbefales det derfor kraftigt, at opbevaringsbeholdere skal bestå af enten glas eller metal til denne

type eksperimenter. Dette gælder især undersøgelser som indebærer længere tids prøveopbevaring samt transport.

Konklusioner

Ud fra en gennemgang af eksisterende litteratur vurderes det at være meget lidt sandsynligt, at mikroplast udgør en risiko for forurening af grundvandet i Danmark. Det kan dog ikke udelukkes at transport af mindre plastpartikler ($<1 \mu\text{m}$) kan forekomme. Der kan desuden være lokale forhold, som f.eks. sprækker, som kan muliggøre en transport af også større mikroplast partikler til grundvandet. Sådanne sprækker vil generelt forekomme i de øverste lerlag i områder med moræneler, med større eller mindre tæthed. Dog vurderes det stadig, at mellemliggende jordlag vil fungere som et effektivt filter og barriere for transport af mikroplast til grundvandet.

Alt i alt, baseret på resultaterne opnået gennem denne undersøgelse, kan det konkluderes, at mikroplast partikler, der er påvist for grundvandsprøverne, med overvejende sandsynlighed skildrer forurening på grund af prøveudtagning og prøvebehandling snarere end tilstedeværelsen af mikroplast i grundvandet. Prøveudtagning af forskellige mængder af grundvand (hhv. 10, 50 og 100 liter) viste sig at være en effektiv metode til at verificere, om forekomsten af mikroplast partikler er kilde-afhængige eller prøvebehandlings-afhængige. Opbevaring og prøveforberedelse skal overvejes meget omhyggeligt for at undgå forureningskilder. Ekstrem forsigtighed skal tages ved indsamling og håndtering af prøverne til mikroplast analyse, og det ville være gavnligt at arbejde i specialindrettede støvfrie omgivelser for at opnå mere robuste data.

Usikkerheder

Anodisc filtre er et praktisk filter-underlag for FT-IR analyse, men giver anledning til forskellige udfordringer. Som tidligere nævnt har de en afskæring ved bølglængde 1300cm^{-1} , hvilket betyder at spektrumets "fingerprint"-region for visse polymertyper ikke indgår i det resulterende spektrum. Dette gør det sværere at identificere polymersammensætning for visse partikler. Desuden er filtrene ikke helt flade, hvilket gør det vanskeligt at scanne store områder af filteret (spektrene bliver mere forvrængede, når filteret ikke er i fokus). Estimeringen af partiklens størrelse er også mere upræcis når scannet areal ikke er i fokus. På denne baggrund er der fortsat behov for yderligere metodeudvikling med forskellige prøvefremstillingsmetoder, herunder at undersøge egnetheden af f.eks. ZnSe discs eller genfiltrering gennem et siliciumfilter. Siliciumfiltre er meget lovende som underlag til mikroplast analyse med FT-IR, da de er fuldstændigt flade og FT-IR gennemsigtige, og derved giver information om hele spektret af partiklen (Kappler et al. 2015). Ulempen er, at disse filtre er meget dyre og at de ikke er kommercielt tilgængelige i størrelser og former, der ville være forenelige med filtreringssystemer, der passer til denne type test. De skal derfor specialfremstilles til filtreringsformål.

En stor ulempe for $\mu\text{FT-IR}$ analyse er, at der ikke er findes kommercielt tilgængelige, veletablerede databehandlingssoftware, som er fremstillet med henblik på identifikation af mikroplast. Desuden findes der ikke omfattende reference-spektra biblioteker, som er egnet til dette formål (Primpke et al. 2017). MPhunter-softwaren, der anvendes til identifikation af mikroplast, er i øjeblikket stadig under udvikling. En automatiseret identifikation og genkendelse af mikroplast vil derfor være tilbøjelig til fejl-analyser.

Især når 'fingerprint' området i spektret mangler, kræver dataanalyse meget manuelt arbejde for at få den rigtige type af plasttype og udelukke falske positive. For at opnå mere pålidelige resultater ville det være nyttigt at have to eller tre operatører, som kan analysere dataene med de samme softwareindstillinger, og dobbelttjekke tvivlsomme spektre med en alternativ database. I dette studie var det ikke muligt at foretage sådanne sammenlignende analyser indenfor projektets rammer.

En anden stor udfordring er at arbejde med prøver, der har mange sandpartikler fra grundvandet. Når de overføres fra stålfiltret og deponeres på et mindre areal på f. eks. Anodisc filtre kan prøven let blive "overfyldt". Det er derfor muligt at plastpartikler er gemt under sandpartikler. Derudover har FT-IR spektre en tendens til at blive mere forvrænget og sværere at identificere for sådanne prøver. Dette var især tilfældet med prøverne fra MO 108 i denne undersøgelse. En løsning på dette problem kunne være en densitetsadskillelse af plastpartikler, f.eks. med ZnCl-opløsning (f.eks. Imhof et al., 2012) som en del af prøveforberedelsen. Det er en meget tidskrævende proces og inkluderer endnu et trin i prøveforberedelsen, hvilket ville resultere i mere potentiel forurening og risiko for prøvetab.

Perspektiver

Disse konklusioner er baseret på et meget lille datagrundlag, hvilket i høj grad skyldes projektets rammer kombineret med den substantielle metodeudvikling, som var en nødvendig del af projektet. Ligeledes er prøverne ikke nødvendigvis repræsentative for dansk grundvand som helhed. For at drage konkrete konklusioner er det derfor absolut nødvendigt at udføre mere omfattende analyser ved brug af FT-IR.

I fremtidige undersøgelser vil det være relevant dels at undersøge forekomsten af mindre partikler $<1\ \mu\text{m}$, hvilket dog kræver en forbedring af nuværende analysemetoder. FT-IR er i denne sammenhæng begrænset til partikler $>10\ \mu\text{m}$, og Raman spektroskopi kan derfor overvejes som alternativ. Det skal dog påpeges at heller ikke Raman på nuværende tidspunkt er velegnet til rutinemæssige analyser af partikler $<1\ \mu\text{m}$. Realistisk set vil det på nuværende tidspunkt derfor kun være muligt gennem laboratorieforsøg at belyse risikoen for at disse helt små mikroplast partikler vil kunne nå grundvandet. Deres transport gennem jordkolonner og sprækker kan undersøges ved brug af sporbar mikroplast, som muliggør analyse af mikroplast selv ned i størrelser $<1\ \mu\text{m}$ under kontrollerede laboratorieforhold.

Endelig skal det nævnes, at en eventuel forekomst af mikroplast i drikkevand fra forbrugernes vandhane vil kunne stamme fra andre kilder end grundvandet, som f.eks. ledningsnet, behandlingsprocesser på vandværker og installationer i den enkelte husholdning. I fremtidige undersøgelser er det derfor relevant at undersøge forekomsten af mikroplast også andre steder i systemet.

Tak. Vi vil gerne takke Jes Vollertsen, Alvise Vianello og Nikki van Alst (Aalborg Universitet) for al deres hjælp til FT-IR analysen og datatolkningen samt Jakob Strand (Aarhus Universitet) for at hjælpe med FT-IR.

Referencer

- Bläsing, M., Amelung, W., 2018. Plastics in soil: Analytical methods and possible sources. *Sci. Total Environ.* 612, 422–435. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.08.086
- Browne, M.A., Crump, P., Niven, S.J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R., 2011. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: Sources and sinks. *Environ. Sci. Technol.* 45, 9175–9179. doi:10.1021/es201811s
- Cauwenberghe, L. Van, Devriese, L., Galgani, F., Robbens, J., Janssen, C.R., 2015. Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects. *Mar. Environ. Res.* 111, 5–17. doi:10.1016/j.marenvres.2015.06.007
- Chen, W., Wang, H., Gao, Q., Chen, Y., Li, S., Yang, Y., Werner, D., Tao, S., Wang, X., 2017. Association of 16 priority polycyclic aromatic hydrocarbons with humic acid and humin fractions in a peat soil and implications for their long-term retention. *Environ. Pollut.* 230, 882–890. doi:10.1016/j.envpol.2017.07.038
- CPHBusiness, 2017, Miljøteknologer har fundet mikroplast i dansk drikkevand, URL: <https://www.cphbusiness.dk/om-cphbusiness/nyheder/2017/09/miljoeteknologer-har-fundet-mikroplast-i-dansk-drikkevand>
- Eckmeier, E., Gerlach, R., Skjemstad, J.O., Ehrmann, O., Schmidt, M.W.I., 2007. Minor changes in soil organic carbon and charcoal concentrations detected in a temperate deciduous forest a year after an experimental slash-and-burn. *Biogeosciences* 4, 377–383.
- Eerkes-Medrano, D., Thompson, R.C., Aldridge, D.C., 2015. Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Res.* doi:10.1016/j.watres.2015.02.012
- Frimmel, F.H., Von Der Kammer, F., Flemming, H.C., 2007. Colloidal transport in porous media, *Colloidal Transport in Porous Media*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg. doi:10.1007/978-3-540-71339-5
- Grolimund, D., Elimelech, M., Borkovec, M., Barmettler, K., Kretzschmar, R., Sticher, H., 1998. Transport of in situ mobilized colloidal particles in packed soil columns. *Environ. Sci. Technol.* 32, 3562–3569. doi:10.1021/es980356z
- Hartland, A., Lead, J.R., Slaveykova, V.I., O'Carroll, D., Valsami-Jones, E., 2012. The environmental significance of natural nanoparticles 4, 1–7.
- Huerta Lwanga, E., Gertsen, H., Gooren, H., Peters, P., Salánki, T., van der Ploeg, M., Besseling, E., Koelmans, A.A., Geissen, V., 2017. Incorporation of microplastics from litter into burrows of *Lumbricus terrestris*. *Environ. Pollut.* 220, 523–531. doi:10.1016/j.envpol.2016.09.096
- Imhof, H.K., Schmid, J., Niessner, R., Ivleva, N.P. and Laforsch, C., 2012. A novel, highly efficient method for the separation and quantification of plastic particles in sediments of aquatic environments. *Limnology and oceanography: methods*, 10(7), pp.524-537.
- Jaisi, D.P., Elimelech, M., 2009. Single-Walled Carbon Nanotubes Exhibit Limited Transport in Soil Columns. *Environ. Sci. Technol.* 43, 9161–9166. doi:10.1021/es901927y
- Käppler, A., Windrich, F., Löder, M.G., Malanin, M., Fischer, D., Labrenz, M., Eichhorn, K.J. and Voit, B., 2015. Identification of microplastics by FTIR and Raman microscopy: a novel silicon filter substrate opens the important spectral range below 1300 cm⁻¹ for FTIR transmission measurements. *Analytical and bioanalytical chemistry*, 407(22), pp.6791-6801.
- Kosuth, M., Wattenberg, E. V., Mason, S.A., Tyree, C., Morrison, D., 2017. Synthetic polymer contaminating global drinking water, URL https://orbmedia.org/stories/Invisibles_final_report
- Löder, M.G.J., Kuczera, M., Mintenig, S., Lorenz, C. and Gerdts, G., 2015. Focal plane array detector-based micro-Fourier-transform infrared imaging for the analysis of microplastics in environmental samples. *Environmental Chemistry*, 12(5), pp.563-581.
- Lusher, A.L., Burke, A., O'Connor, I., Officer, R., 2014. Microplastic pollution in the Northeast Atlantic Ocean: Validated and opportunistic sampling. *Mar. Pollut. Bull.* 88, 325–333. doi:10.1016/j.marpolbul.2014.08.023
- Maaß, S., Daphi, D., Lehmann, A., Rillig, M.C., 2017. Transport of microplastics by two collembolan species. *Environ. Pollut.* 225, 456–459. doi:10.1016/j.envpol.2017.03.009
- Mahon, A.M., O'Connell, B., Healy, M.G., O'Connor, I., Officer, R., Nash, R., Morrison, L., 2017.

- Microplastics in Sewage Sludge: Effects of Treatment. *Environ. Sci. Technol.* 51, 810–818. doi:10.1021/acs.est.6b04048
- McCarthy, J. F., & McKay, L. D. (2004). Colloid transport in the subsurface. *Vadose Zone Journal*, 3(2), 326–337.
- McKay, L. D., Cherry, J. A., Bales, R. C., Yahya, M. T., & Gerba, C. P. (1993). A field example of bacteriophage as tracers of fracture flow. *Environmental science & technology*, 27(6), 1075–1079.
- McKay, L., Fredericia, J., Lenczewski, M., Morthorst, J., & Klint, K. E. S. (1999). Spatial variability of contaminant transport in a fractured till, Avedøre Denmark. *Hydrology Research*, 30(4-5), 333–360.
- Molnar, I.L., Johnson, W.P., Gerhard, J.I., Willson, C.S., O'Carroll, D.M., 2015. Predicting colloid transport through saturated porous media: A critical review. *Water Resour. Res.* 51, 6804–6845. doi:10.1002/2015WR017318
- Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F., Quinn, B., 2016. Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment. *Environ. Sci. Technol.* 50, 5800–5808. doi:10.1021/acs.est.5b05416
- Nizzetto, L., Futter, M., Langaas, S., 2016. Are Agricultural Soils Dumps for Microplastics of Urban Origin? *Environ. Sci. Technol.* 50, 10777–10779. doi:10.1021/acs.est.6b04140
- Primpke, S., Lorenz, C., Rascher-Friesenhausen, R. and Gerdts, G., 2017. An automated approach for microplastics analysis using focal plane array (FPA) FTIR microscopy and image analysis. *Analytical Methods*, 9(9), pp.1499–1511.
- Rillig, M. C., Ingraffia, R., & Machado, A. A. (2017). Microplastic incorporation into soil in agroecosystems. *Frontiers in Plant Science*, 8, 1805.
- Sang, W., Stoof, C. R., Zhang, W., Morales, V. L., Gao, B., Kay, R. W., ... & Steenhuis, T. S. (2014). Effect of hydrofracking fluid on colloid transport in the unsaturated zone. *Environmental Science & Technology*, 48(14), 8266–8274.
- Schymanski, D., Goldbeck, C., Humpf, H. U., & Fürst, P. (2017). Analysis of microplastics in water by micro-Raman spectroscopy: Release of plastic particles from different packaging into mineral water. *Water Research*.
- Shein, E. V., & Devin, B. A. (2007). Current problems in the study of colloidal transport in soil. *Eurasian Soil Science*, 40(4), 399–408.
- Strand, J., 2017. Udtalelse om validiteten af målemetode anvendt i amerikansk undersøgelse, der viser mikroplast i drikkevand verden over. URL: http://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2017/Notat_om_amerikansk_undersogelse_af_MP_i_drikkevand_globalt_21sep17fin.pdf
- Strand, J., 2018. Forslag til målemetode til brug for undersøgelser af mikroplast i taphanevand. URL: http://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2018/Notat_DCE_Maalemetode_mikroplast_i_taphanevand.pdf
- Tagg, A.S., Sapp, M., Harrison, J.P. and Ojeda, J.J., 2015. Identification and quantification of microplastics in wastewater using focal plane array-based reflectance micro-FT-IR imaging. *Analytical chemistry*, 87(12), pp.6032–6040.
- Venghaus, D.V., Barjenbruch, M., 2017. Microplastics in urban water management. *Czas. Tech.* 1, 137–146. doi:10.4467/2353737XCT.17.011.6108
- Vianello, A., Boldrin, A., Guerriero, P., Moschino, V., Rella, R., Sturaro, A., & Da Ros, L. (2013). Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: First observations on occurrence, spatial patterns and identification. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 130, 54–61.
- Vollertsen, J. and Hansen, A.A., 2016. Microplastic in Danish wastewater: Sources, occurrences and fate. press, Danish Environmental Protection Agency.
- Wang, D., Jaisi, D.P., Yan, J., Jin, Y., Zhou, D., 2015. Transport and Retention of Polyvinylpyrrolidone-Coated Silver Nanoparticles in Natural Soils. *Vadose Zo. J.* 14, 0. doi:10.2136/vzj2015.01.0007
- Zubris, K.A. V., Richards, B.K., 2005. Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge. *Environ. Pollut.* 138, 201–211. doi:10.1016/j.envpol.2005.04.013

Bilag

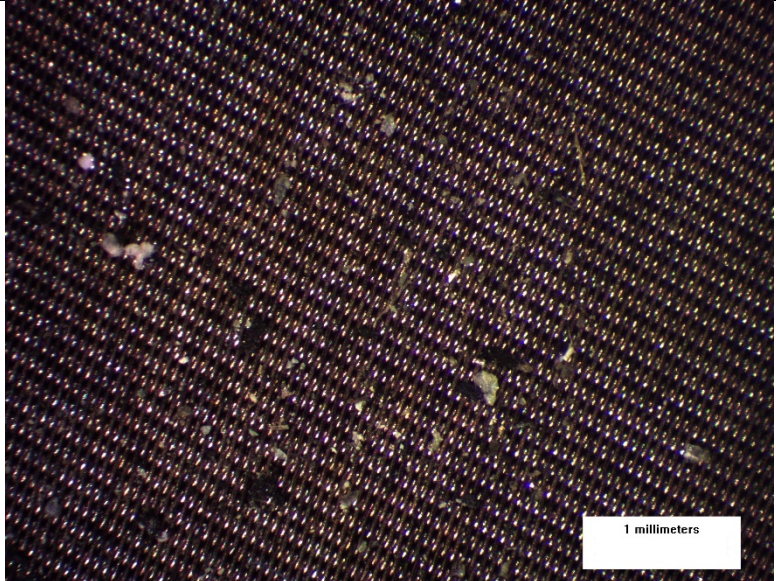
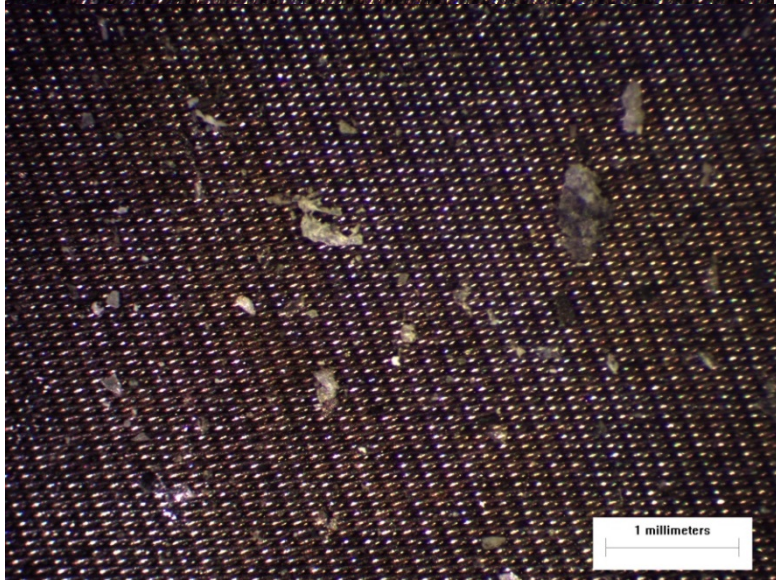
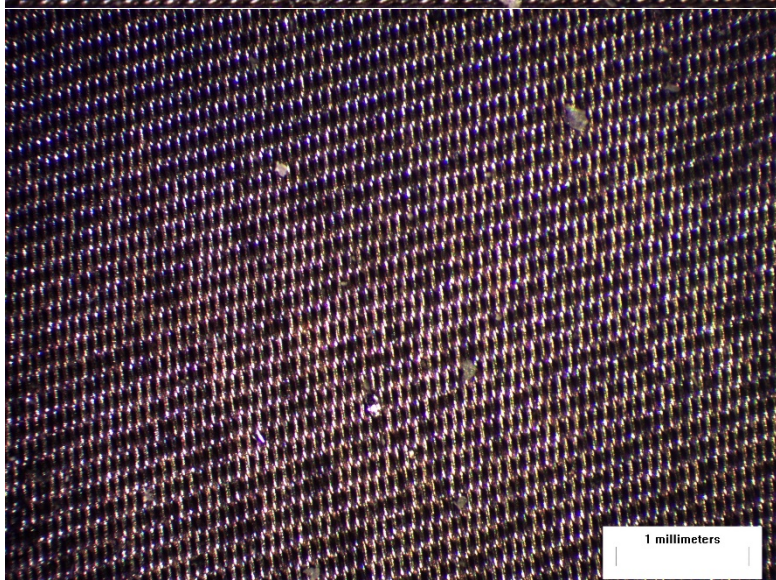
Appendix 1: Billeder fra lysmikroskopi af stålfiltre

Appendix 2: Billeder af anodisk filtre i lysmikroskopi

Appendix 3: Mosaikbilleder af anodisk filtre i lysmikroskopi

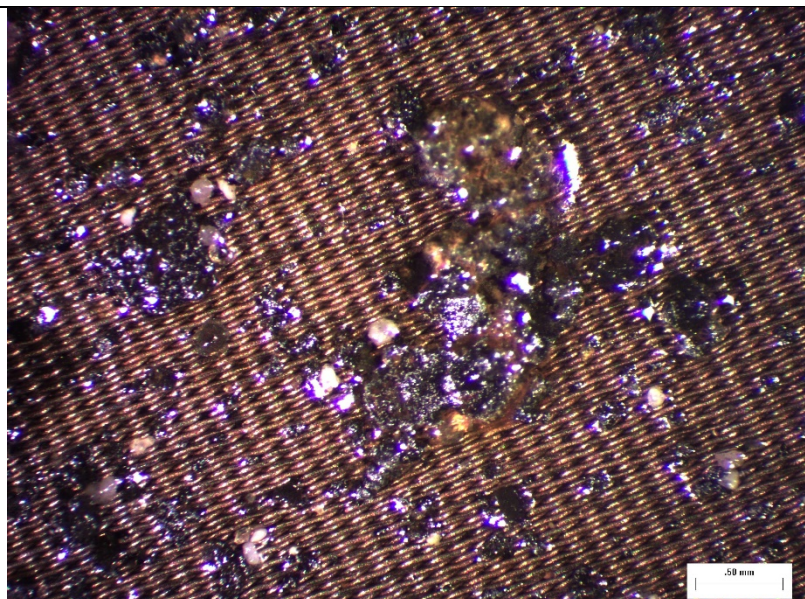
Appendix 4: FT-IR resultater

Appendix 1. Billeder fra lysmikroskopi af stålfiltre

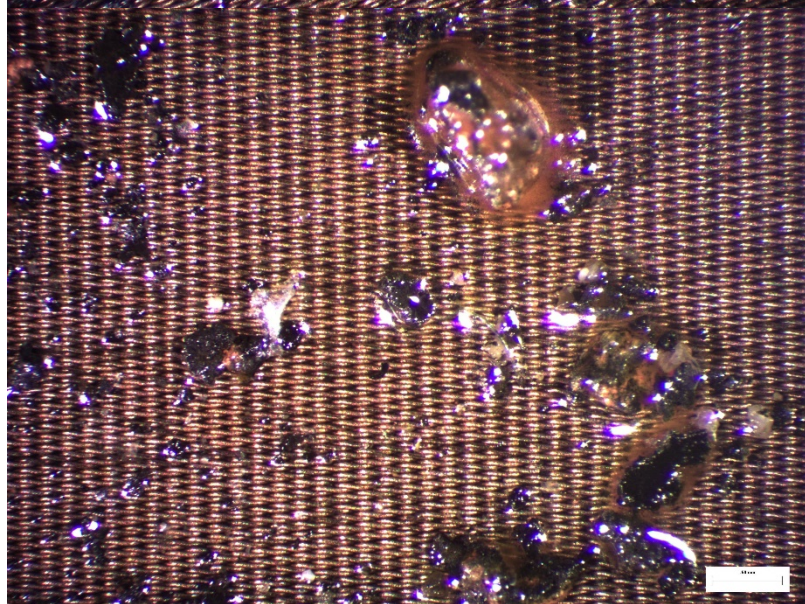
Lokalitet	
<p data-bbox="150 309 483 376">Mortenstrup (Hørsholm) Novafos – MO105</p> <p data-bbox="150 595 424 629">50 L – replikat nr. 1</p> <p data-bbox="150 1211 424 1245">50 L – replikat nr. 2</p> <p data-bbox="150 1715 424 1749">50 L – replikat nr. 3</p>	  

Mortenstrup (Hørsholm)
Novafos – M0108

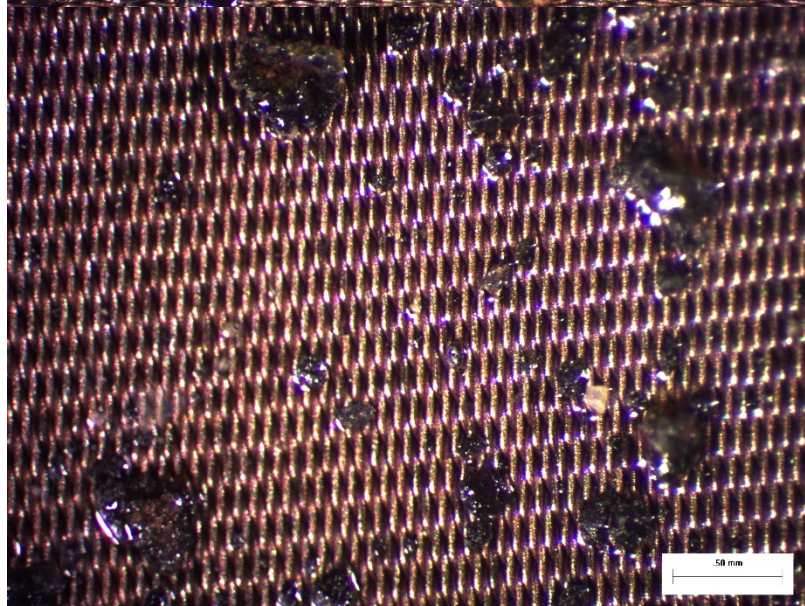
50 L – replikat nr. 1



50 L – replikat nr. 2

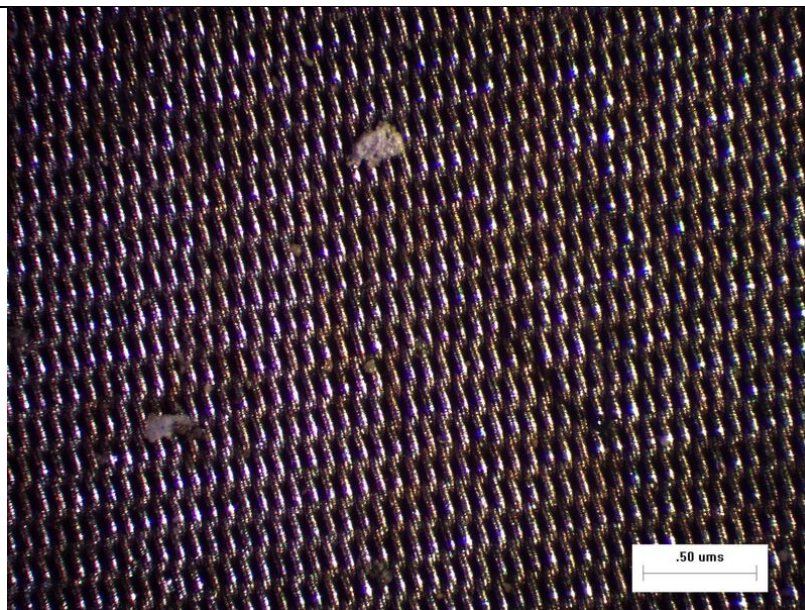


50 L – replikat nr. 3

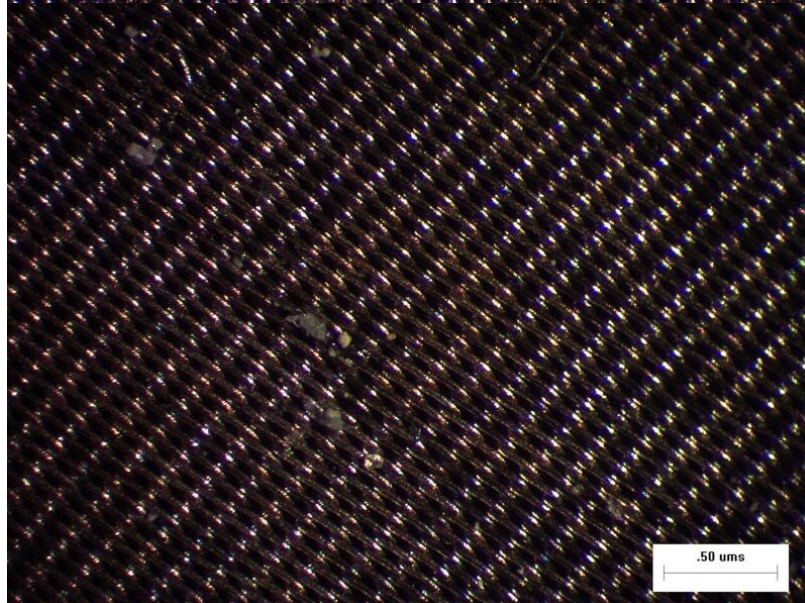


Assermølle (Lejre)
HOFOR

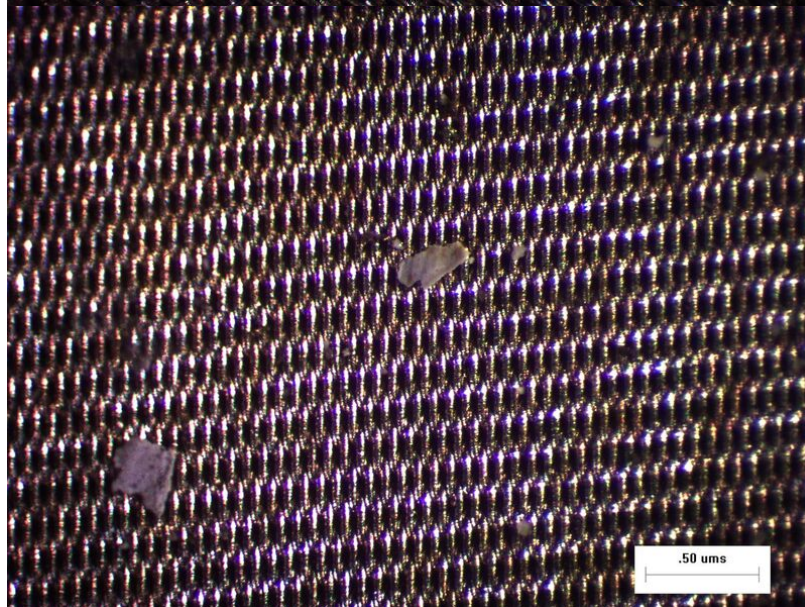
50 L – replikat nr. 1



50 L – replikat nr. 2

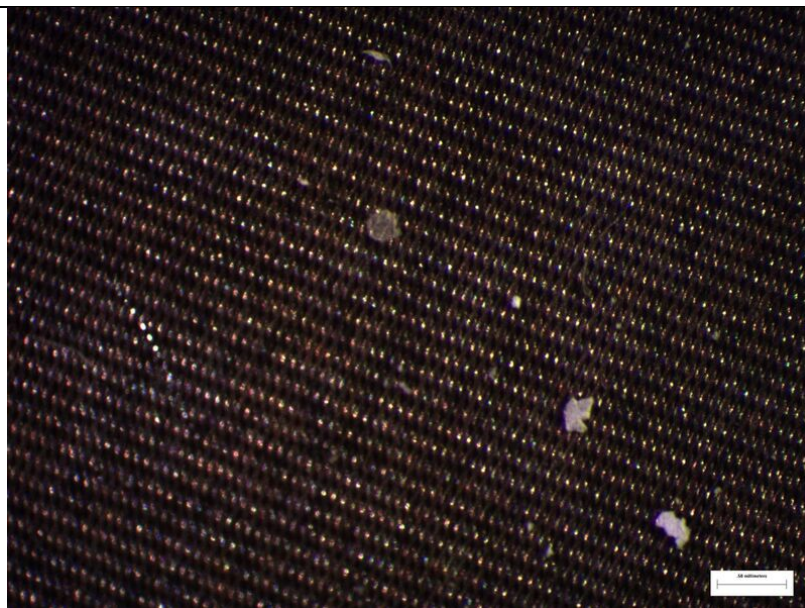


50 L – replikat nr. 3

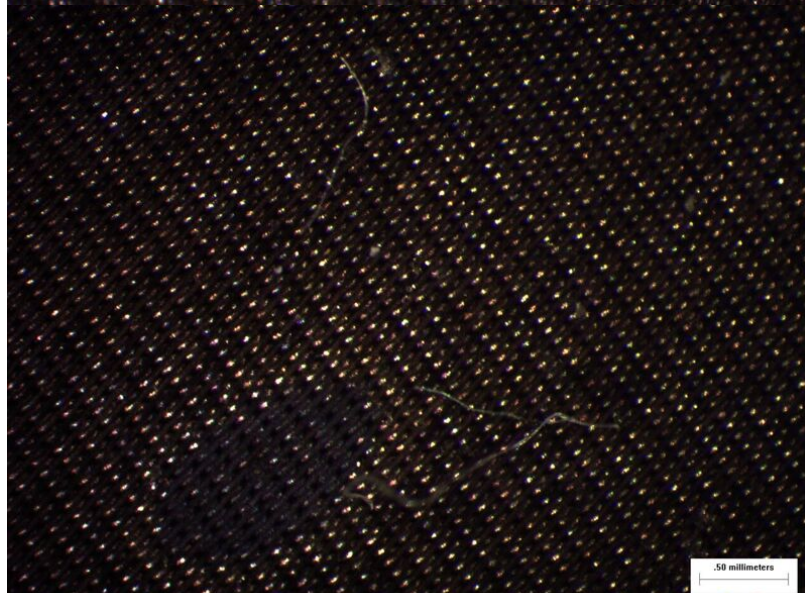


Solhøj (Hedehusene)
HOFOR

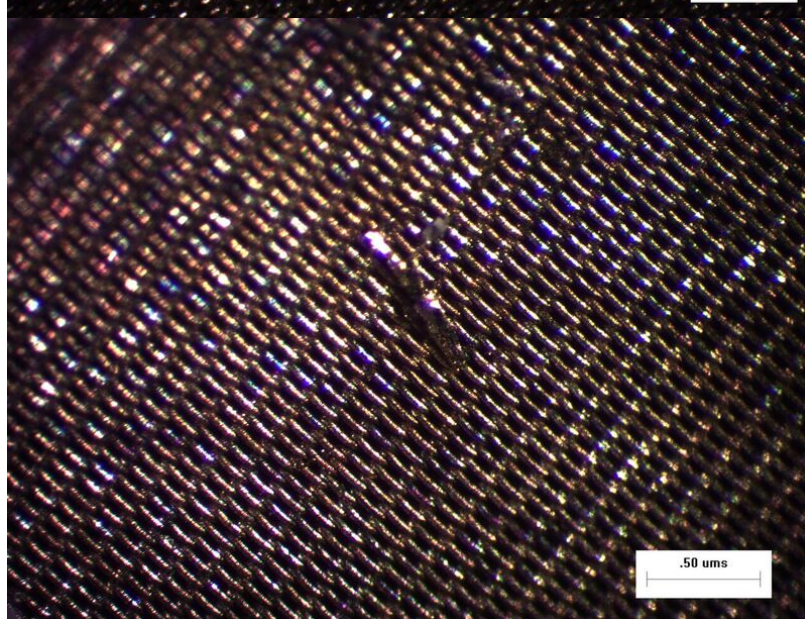
50 L – replikat nr. 1



50 L – replikat nr. 2

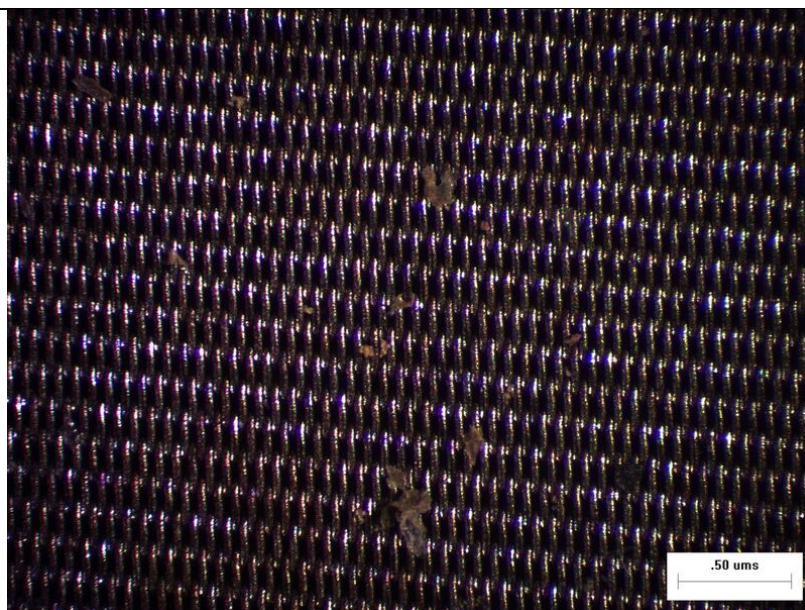


50 L – replikat nr. 3



Rødekro Nord
Rødekro vand

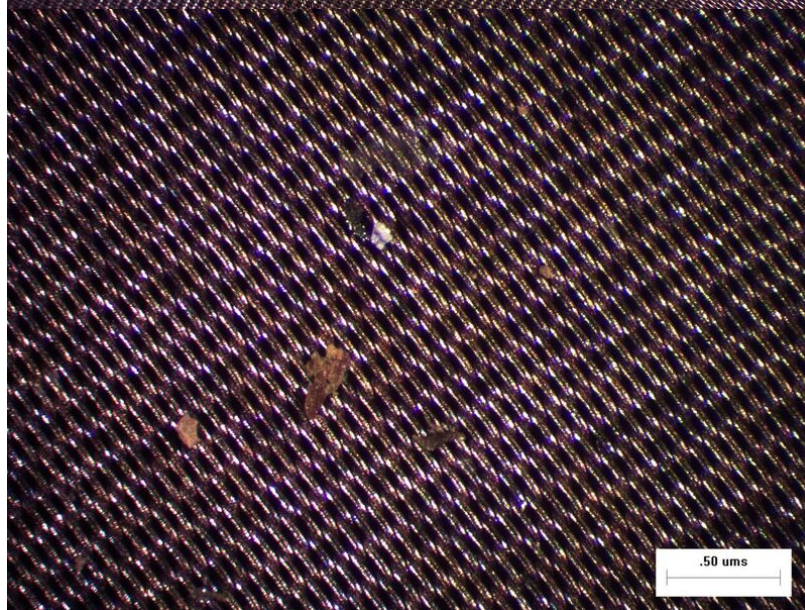
50 L – replikat nr. 1



50 L – replikat nr. 2

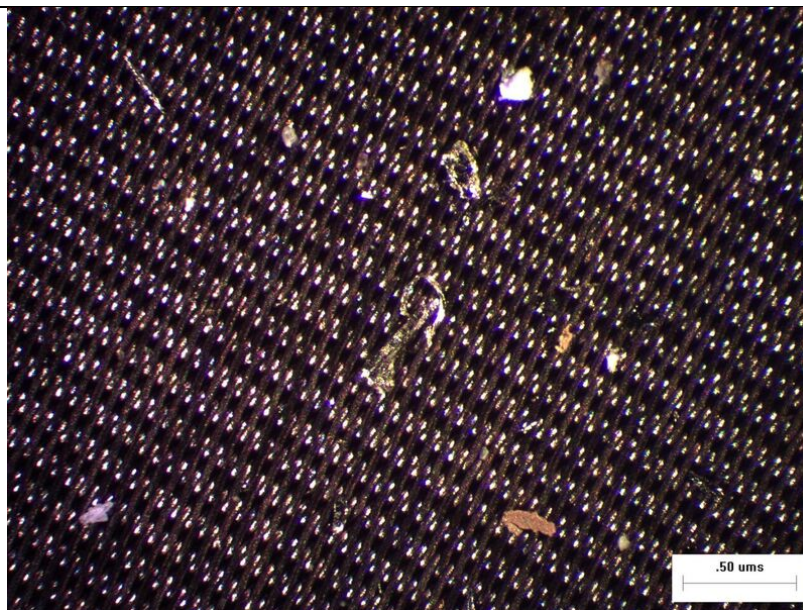


50 L – replikat nr. 3

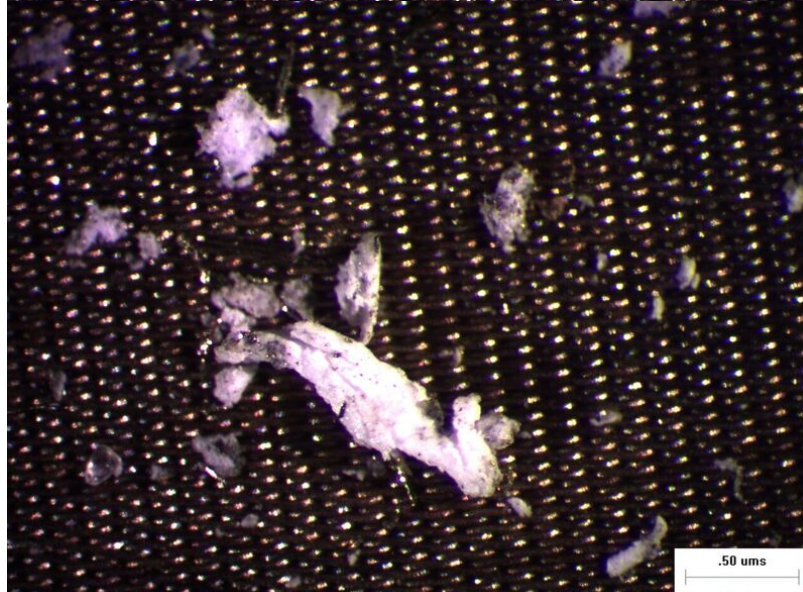


Farversmølle (Aabenraa)
Arwos

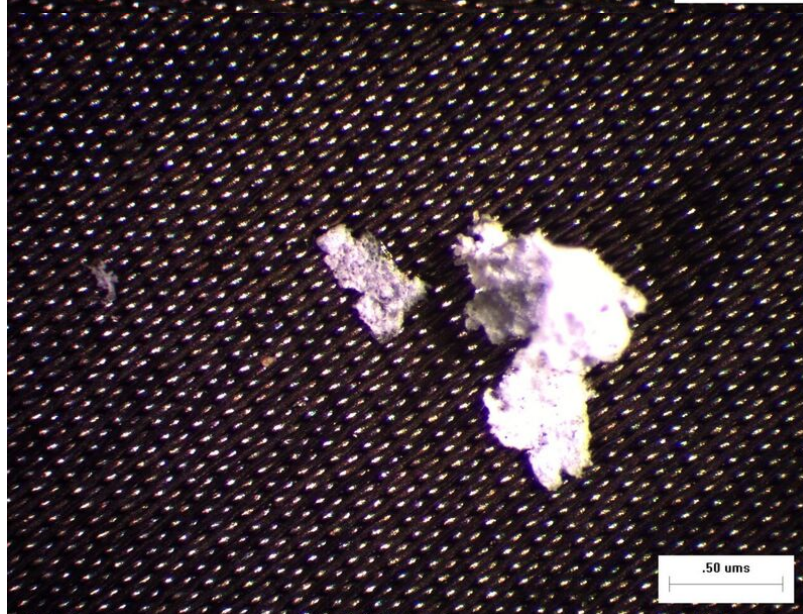
50 L – replikat nr. 1



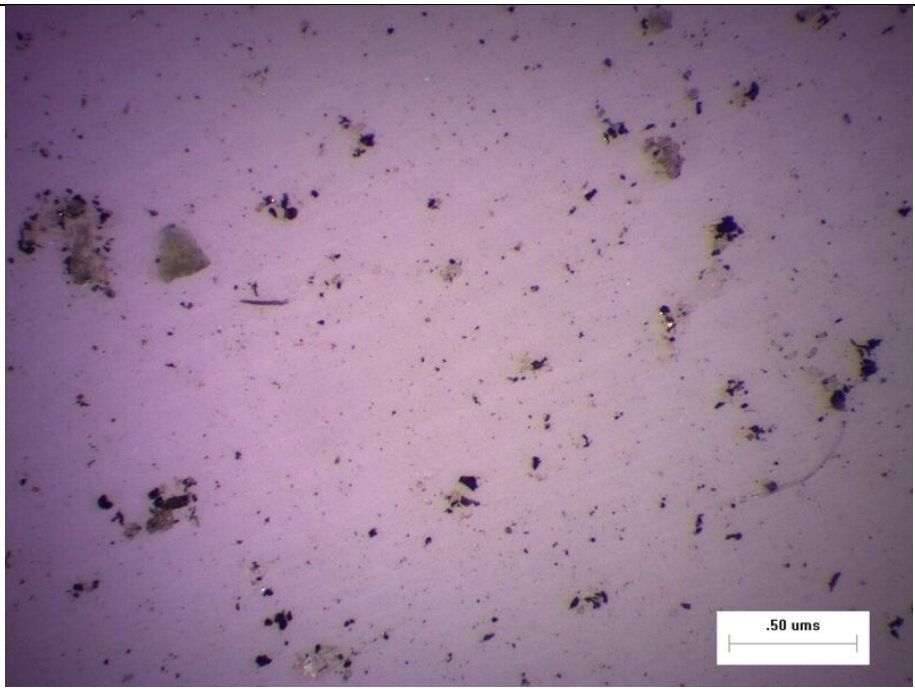
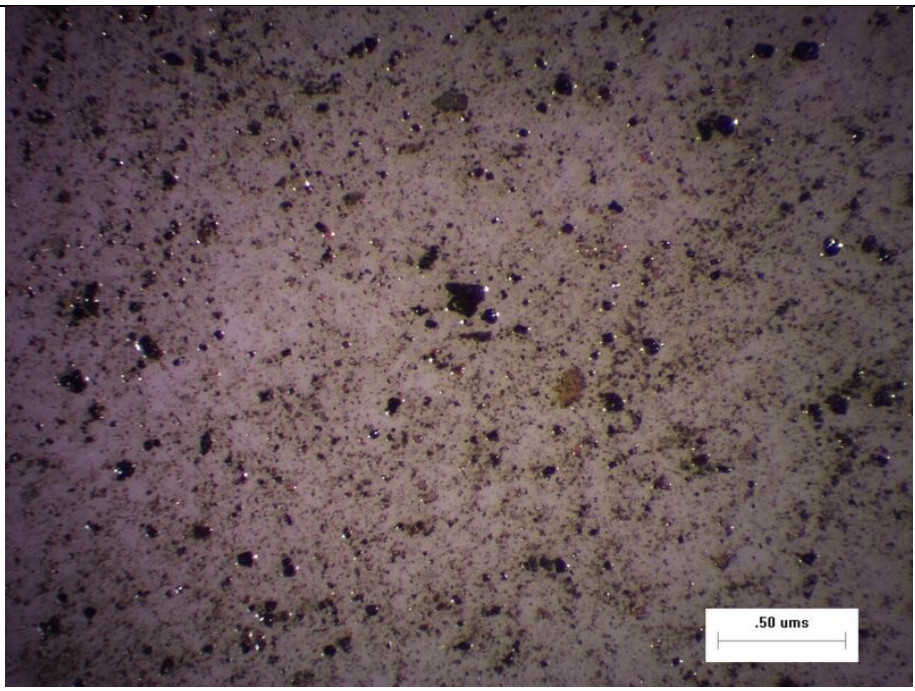
50 L – replikat nr. 2



50 L – replikat nr. 3



Appendix 2. Billeder af anodisk filtre i lysmikroskopi

Lokalitet	
<p>Mortenstrup (Hørsholm) Novafos – M0105</p> <p>(50 L - replikat 3)</p>	
<p>Mortenstrup (Hørsholm) Novafos – M0108</p> <p>(50 L - replikat 1)</p>	

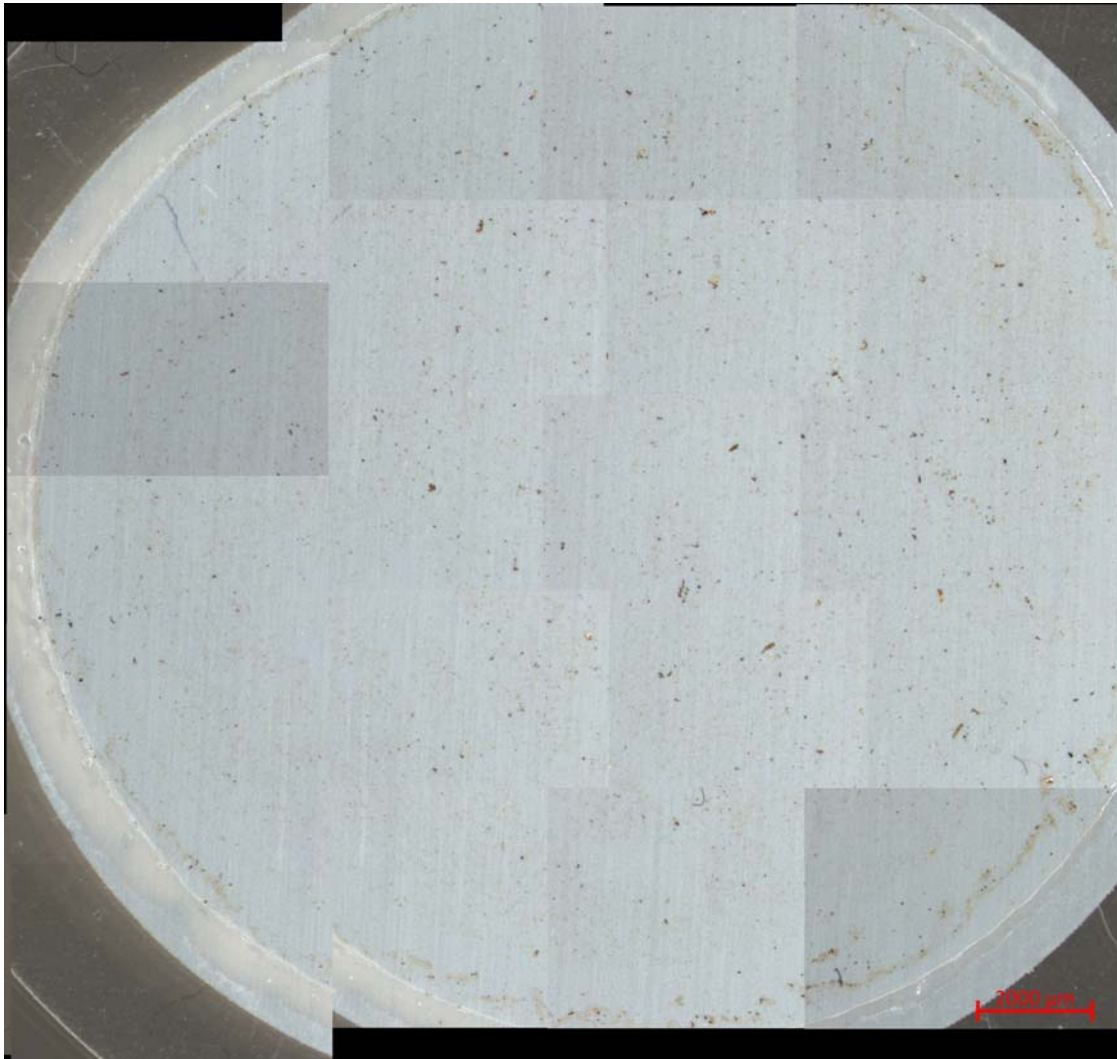
Assermølle (Lejre) HOFOR (50 L – replikat nr. 2)	
Solhøj (Hedehusene) HOFOR	-
Rødekro Nord Rødekro vand	-
Farversmølle (Aabenraa) Arwos	-

Appendix 3. Mosaikbilleder af anodisk filtre i lysmikroskopi

Mortenstrup (Hørsholm)

Novafos – M0105

(50 L - replikat 3)



Mortenstrup (Hørsholm)

Novafofos – M0108

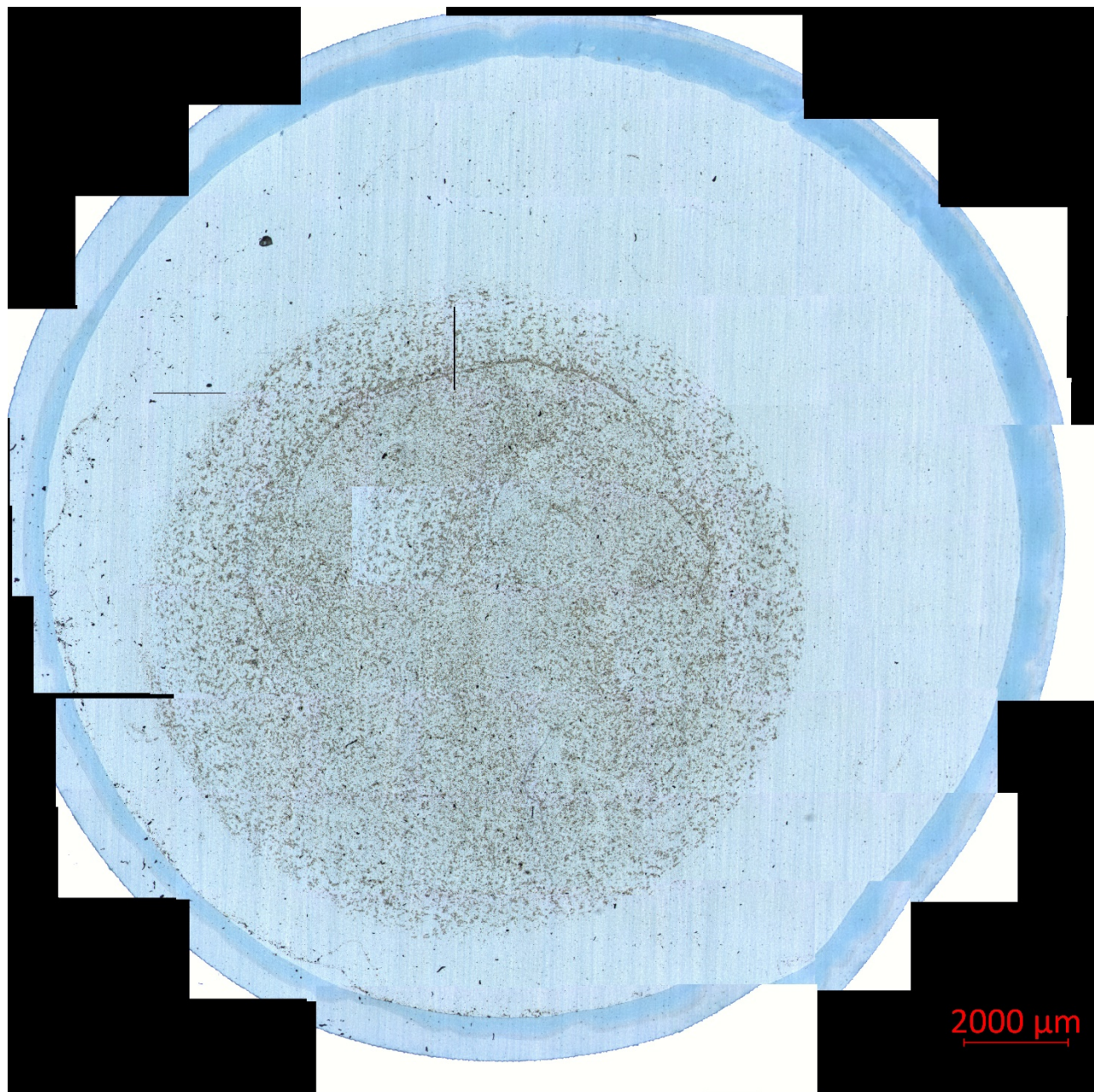
(50 L - replikat 1)



Assermølle

HOFOR

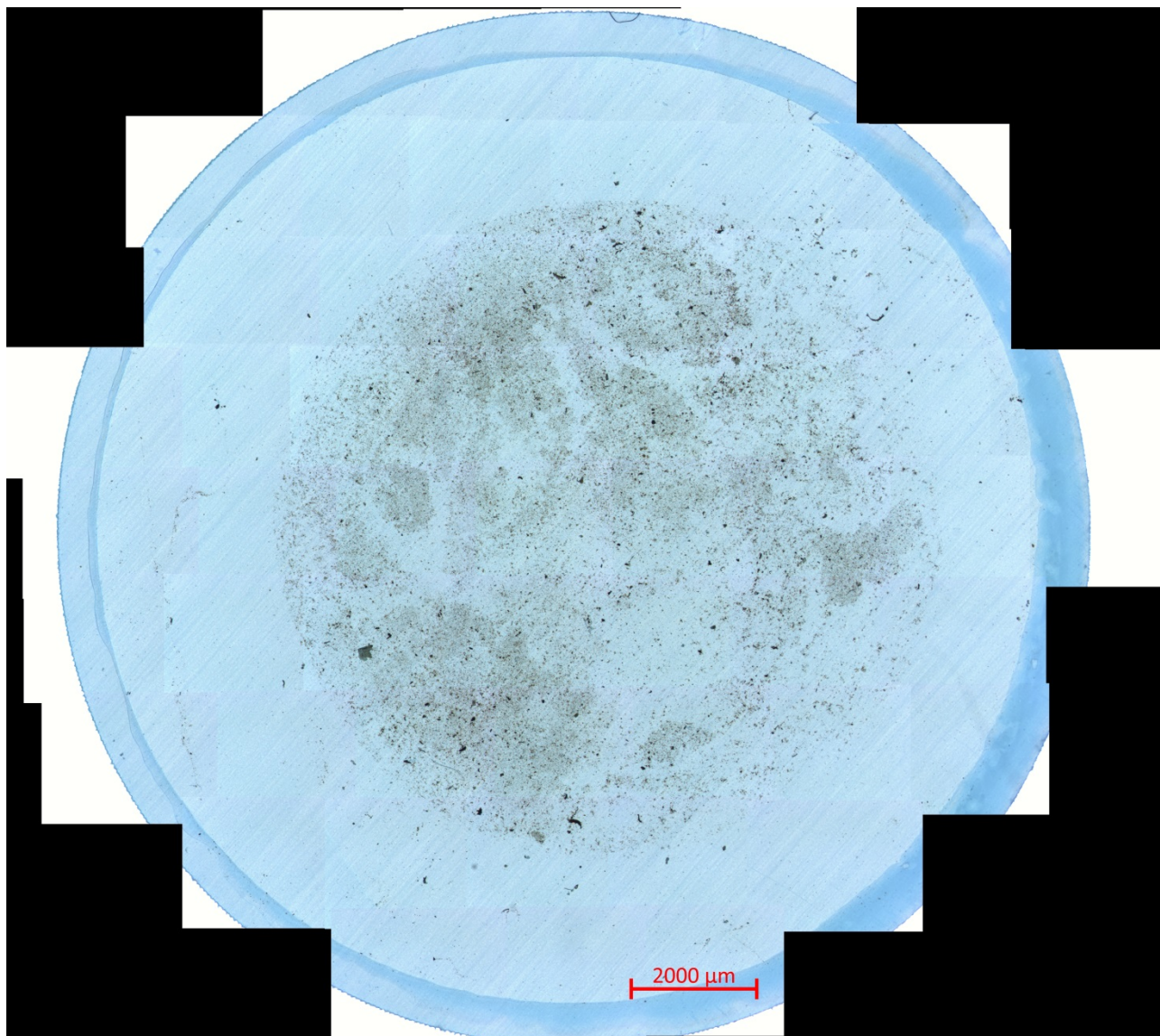
(10 L)



Assermølle

HOFOR

(50 L - replikat 3)



Appendix 4: FT-IR resultater

Tabel 4: Oversigt over prøver analyseret med FT-IR og resultater opnået fra MPhunter v.2.0 program.

Prøve	Analyseret areal (tiles)	Analyseret areal (cm ²)	Analysert areal (% af total prøve)	Partikeltype (mikroplast)	Antal	Størrelse hoveddimension (µm)	Størrelse mindre dimension (µm)	Naturlige partikler	Antal	Fibre
Blank Anodisc	18x17	1.9	90-100	PS	4	42.4 25.3 21.1 145.1	19.1 16.7 14.6 81	Protein Cellulose	33 3	
Blank Anodisc repl.2 (scan1)	5x3	0.07	18	-	0	-	-	Protein	1	
Blank Anodisc repl.2 (scan2)	7x7	0.24		-	0	-	-	Protein	3	
Blank Anodisc repl.2 (scan3)	8x2	0.08		-	0	-	-	Protein	5	
Kontrol, deioniseret vand	14x16	1.2	90-100	PP	1	28.2	13.7	Protein	14	
				PA	1	30.1	16.6	Cellulose	2	
Kontrol, rent stålfiler	18x18	1.6	90-100	PP	1	79.8	56.5	Protein	765	Bomuldsfiber 1mm
				PS	1	49.8	35.7	Cellulose	4	
Kontrol, rent stålfiler, repl.2 (scan1)	5x7	0.17	9	Epoxy	1	49.1	31.3	Protein Cellulose	1 2	Bomuldsfiber 547µm
Kontrol, rent stålfiler, repl.2 (scan2)	4x3	0.06		-	0	0	0	0	0	
Assermølle 10L	11x10 9x19	1.3	75-85	PA	1	50.9	10.6	Protein	165	
				PS	145	38.5 56.8 35.1 17.8 22.9 22.9 40.7	20 25.8 25.2 13 18.5 10.1 28.4	Cellulose	6	

Prøve	Analyseret areal (tiles)	Analyseret areal (cm ²)	Analysert areal (% af total prøve)	Partikeltype (mikroplast)	Antal	Størrelse hoveddimension (µm)	Størrelse mindre dimension (µm)	Naturlige partikler	Antal	Fibre
						33	22.2			
						68.9	44.7			
						82	41.8			
						37.6	24.6			
						35.1	27.4			
						45.4	35.7			
						68.2	48			
						85.5	37.9			
						36.6	18.9			
						25.3	16.7			
						17.8	13			
						81.1	39.4			
						35.1	25.2			
						28.8	18.7			
						30.1	19.2			
						45.5	33			
						17.8	10.8			
						25.3	15.2			
						56.2	44.5			
						49.7	27.9			
						21.1	14.6			
						21.1	14.6			
						79.9	47.2			
						57.7	40.7			
						17.8	10.8			
						25.3	13.7			
						33	22.2			
						53.8	22.2			
						45.4	33.1			
						28.2	21.9			
						33	15.2			
						21.1	14.6			
						25.3	12.2			
						25.3	13.7			
						51.7	35.8			

Prøve	Analyseret areal (tiles)	Analyseret areal (cm ²)	Analysert areal (% af total prøve)	Partikeltype (mikroplast)	Antal	Størrelse hoveddimension (µm)	Størrelse mindre dimension (µm)	Naturlige partikler	Antal	Fibre
						22.9	11.8			
						37.6	17.4			
						39.6	29.2			
						35.1	24.1			
						40.7	20.8			
						44.4	24.3			
						37.6	28.7			
						37.6	24.6			
						30.1	24.3			
						39.6	25.3			
						54.5	19.8			
						62.5	41.3			
						51.7	32.1			
						58	28.5			
						21.1	11			
						22.9	10.1			
						30.1	21.8			
						30.1	24.3			
						30.1	19.2			
						40.7	31.2			
						17.8	10.8			
						22.9	13.5			
						33	25.7			
						106.7	74			
						120.1	82.8			
						100.7	69.2			
						40.3	23.9			
						37.6	18.5			
						66.1	28.5			
						35.1	26.3			
						33	21			
						70.9	37.5			
						33	25.7			
						43.8	27.3			
						41.6	27.8			

Prøve	Analyser et areal (tiles)	Analyser et areal (cm ²)	Analysere t areal (% af total prøve)	Partikeltype (mikroplast)	Antal	Størrelse hoveddime nsion (µm)	Størrelse mindre dimension (µm)	Naturlige partikler	Antal	Fibre
						41.6 21.1 62.3 68 43.8 76.6 66 60.1 28.8 22.9 77.5 22 66 45.5 37.6 30.1 44.4 37.1 44.8	26.9 14.6 35.3 30.6 27.3 45.3 33.3 30.1 20 13.5 46.7 7 29.8 19.5 19.5 21.8 16.5 27 27.5			
Assermølle 50L, repl.nr.1	19x19	1.8	90-100	PP	1	30.1	19.2	Protein Cellulose	644 1	
				Polyester	3	44.4	17.4			
						85.6	36.4			
						30.1	20.5			
				PA	4	72.2	32.0			
						97.0	27.4			
						55.5	29.2			
						83.4	36.5			
				PS	51	48.6	26.1			
						51.7	28.3			
						49.8	37.9			
						42.4	20			
						47.4	19.5			
						45	28.3			
						55.8	29.7			

Prøve	Analyser et areal (tiles)	Analyser et areal (cm ²)	Analysere t areal (% af total prøve)	Partikeltype (mikroplast)	Antal	Størrelse hoveddime nsion (µm)	Størrelse mindre dimension (µm)	Naturlige partikler	Antal	Fibre
						41.6	26.9			
						50.3	31.4			
						45.2	23.9			
						117.4	62			
						39.6	29.2			
						293.8	97.7			
						53.8	32.2			
						30.1	20.5			
						61.9	35.5			
						100.4	35.3			
						61.2	29.6			
						39	18.8			
						52.5	33.8			
						44.4	18.2			
						35.1	13.2			
						50.3	28.3			
						35.1	24.1			
						33	18.7			
						96.7	53			
						77.7	33.7			
						58.7	28.9			
						83.5	46.6			
						40.3	21			
						50.9	39.4			
						234.2	46.9			
						72.2	40			
						64	30.1			
						68	26.1			
						141	77			
						40.7	24.6			
						82	27.7			
						39.6	28.2			
						22.9	15.1			
						41.6	26			
						30.1	19.2			

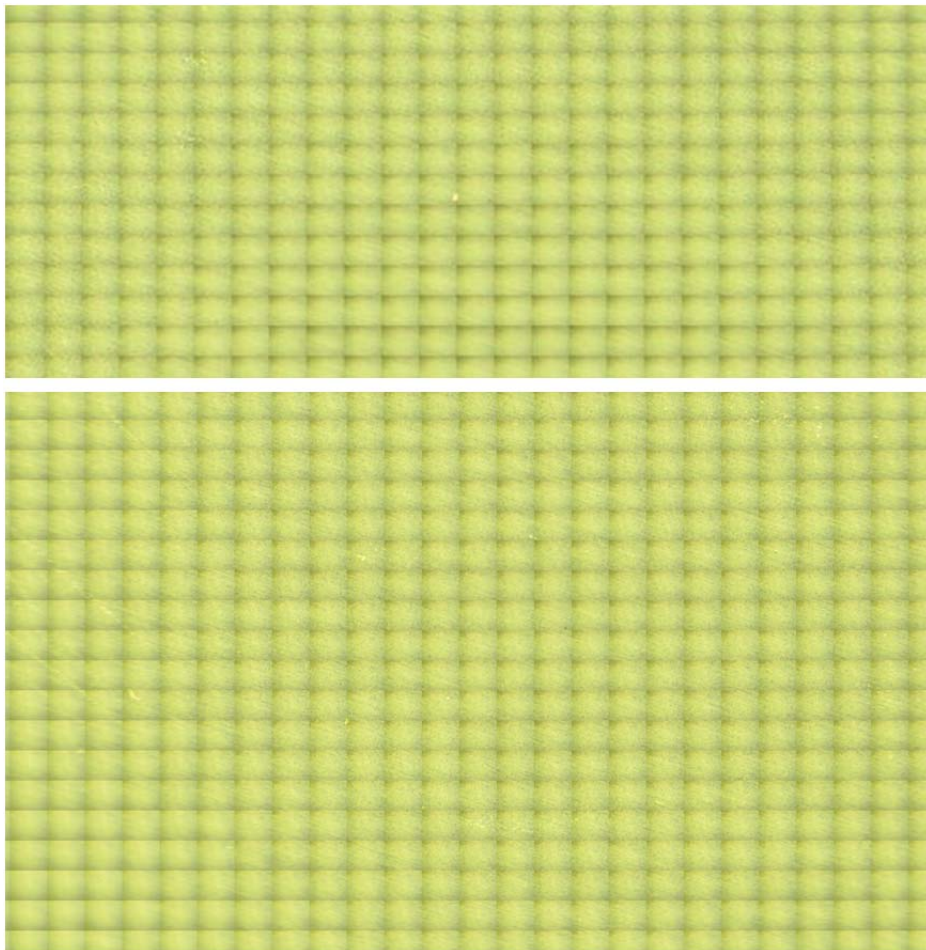
Prøve	Analyser et areal (tiles)	Analyser et areal (cm ²)	Analysere t areal (% af total prøve)	Partikeltype (mikroplast)	Antal	Størrelse hoveddime nsion (µm)	Størrelse mindre dimension (µm)	Naturlige partikler	Antal	Fibre
						45.2 44.4 21.1 36.6 25.3 33.5 45 22.9 30.1 95.3	20.5 19.1 14.6 16.8 16.7 20.7 24.8 16.8 17.9 50.1			
Assermølle 50L repl.nr.3 (scan1)	15x7	0.52	26	-	0	-	-	Protein	11	
Assermølle 50L repl.nr.3 (scan2)	12x3	0.18		-	0	-	-	Protein	3	
Assermølle 100L	19x22	2.1	90-100	PA	1	60.6	33.0	Protein	455	One Bomuldsfiber 295µm long
				PS	15	52.5 66 37.6 22.9 25.3 137.9 56.8 62.2 22.9 33 33.5 79.9 39 22.9 35.1 17.8	24.9 28.6 22.6 11.8 21.3 85.5 38 24.1 13.5 19.8 17.2 44.8 27.7 13.5 19.7 15.1	Cellulose	2	
Mortenstrup	17x17	1.4	90-100	Polyester	5	209	7.9	Protein	159	Bomuldsfiber, 1µm

Prøve	Analyser et areal (tiles)	Analyser et areal (cm ²)	Analysere t areal (% af total prøve)	Partikeltype (mikroplast)	Antal	Størrelse hoveddime nsion (µm)	Størrelse mindre dimension (µm)	Naturlige partikler	Antal	Fibre
MO108 10L						189.4 125.3 395.2 118.2	50 43.3 44.4 50.5	Cellulose	5	long, one Polyester fiber 395µm
				Cellulose acetate	1	33.5	26.4			
				Acrylic paints	1	35.1	23.0			
Mortenstrup MO108 50L repl.nr.3	17x17	1.4	90-100	Polyester	3	45.2 413.5 56.0	36.7 25.2 36.4	Protein Cellulose	743 10	Polyester fiber 414µm, one Bomuldsfiber 344µm, Protein- baseret fiber 5mm
				Cellulose acetate	3	72.7 40.3 44.4	35.5 22.9 19.1			
				Acrylic paints	2	56.0 46.5	36.4 27.4			
MO-108 50L repl.nr.1 (scan1)	12x13	0.77	42	PP	1	30.1	21.8	Protein	36	
				Acrylic paints	1	40.3	22.0			
MO-108 50L repl.nr.1 (scan2)	11x5	0.27		-	0	-	-	Protein	7	
Mortenstrup MO108 100L	18x18	1.6	90-100	Cellulose acetate	1	61.3	37.1	Protein Cellulose	397 2	
				Polyester	2	49.1 30.1	21.9 23.0			
MO-105 50L repl.nr.3	17x12	1.0	40	Polyester	4	173.8 40.3 40.3 45.5	19.5 24.9 23.9 18.6	Protein Cellulose	179 12	Polyester fiber 174µm, Cellulose fibre 1.1mm, 461, 546, 609 , 490, 424, 377, 293, 279, 145 µm
				Acrylic paints	7	66.2 73.5 46.5 33.5	33.7 46.1 26.5 14.9			

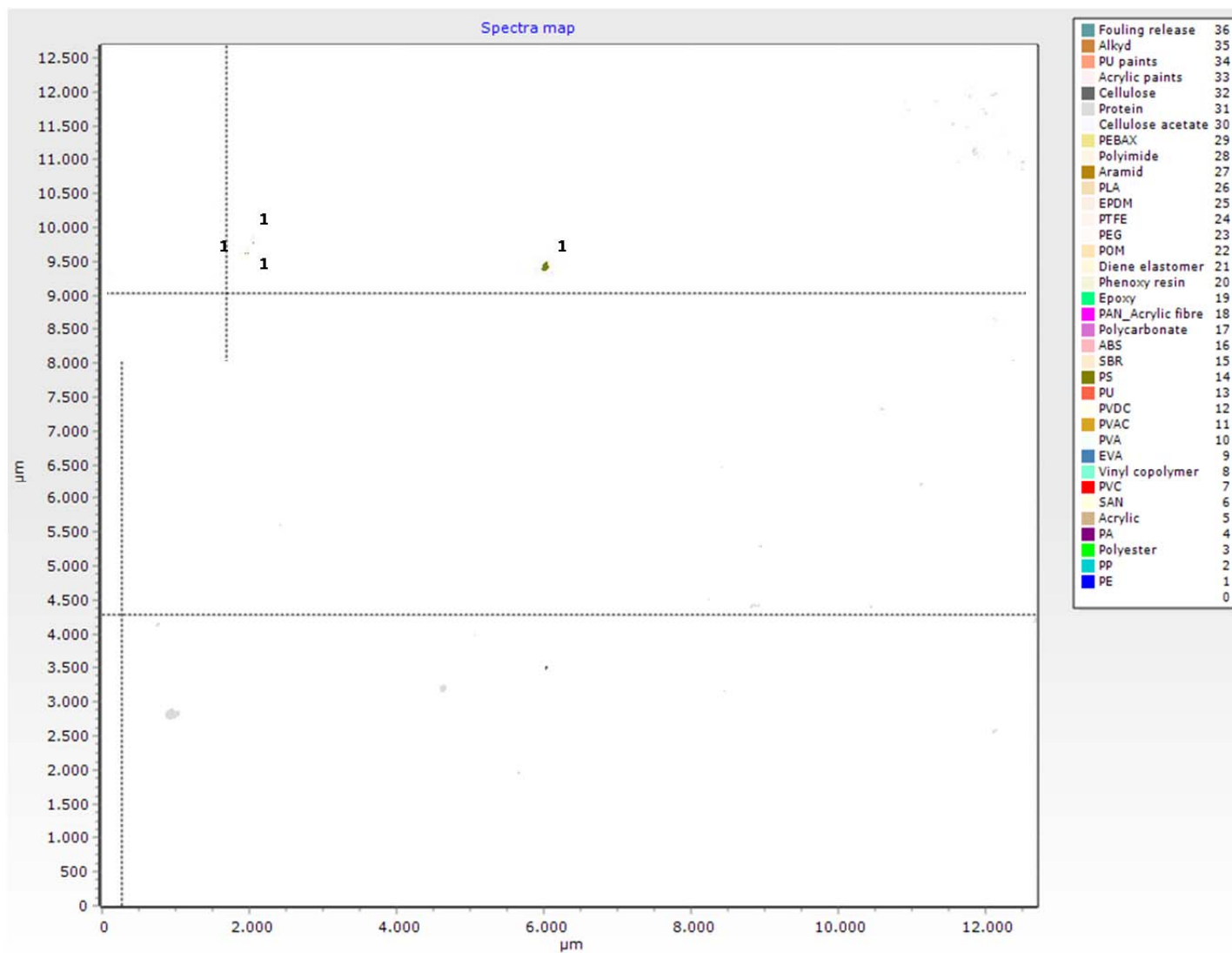
Prøve	Analyser et areal (tiles)	Analyser et areal (cm ²)	Analysere t areal (% af total prøve)	Partikeltype (mikroplast)	Antal	Størrelse hoveddime nsion (µm)	Størrelse mindre dimension (µm)	Naturlige partikler	Antal	Fibre
						33.5 52.7 78.7 67.6	23 31.5 46.5 29.1			
Farversmølle 50L repl.nr.2 (scan1)	3x2	0.03	14	Polyester	1	78.4	21.1	Protein	9	
				Teflon- Acrylic	8	51.7	26.1			
						88.7	40.4			
						70.9	24.5			
						78.4	48.2			
						55.2	27.2			
						87.6	43.5			
						253.1	117.6			
95.7	51.9									
Farversmølle 50L repl.nr.2 (scan2)	8x8	0.32	14	PA	3	38.7 35.1 49.1	29.8 23 21.2	Protein	62	
				Teflon- Acrylic	23	45.5	27.1			
						186.2	127.9			
						132.5	90.4			
						100.8	55			
						142.1	78.1			
						360.9	207.4			
						58.9	34.7			
						100.9	46.2			
						182.4	114.1			
						45	28.3			
						79.9	43.9			
						109	61.8			
						46.5	27.4			
						193.7	102.6			
						50.9	28.8			
						559.3	255.9			
						316.1	107.8			
						141.6	76.7			

Prøve	Analyser et areal (tiles)	Analyser et areal (cm ²)	Analysere t areal (% af total prøve)	Partikeltype (mikroplast)	Antal	Størrelse hoveddime nsion (µm)	Størrelse mindre dimension (µm)	Naturlige partikler	Antal	Fibre
						181.9 126.3 96.2 39 56.9 76.6	66.9 67.4 53.7 22.7 38.6 42.8			

4.1 Blank Anodisc

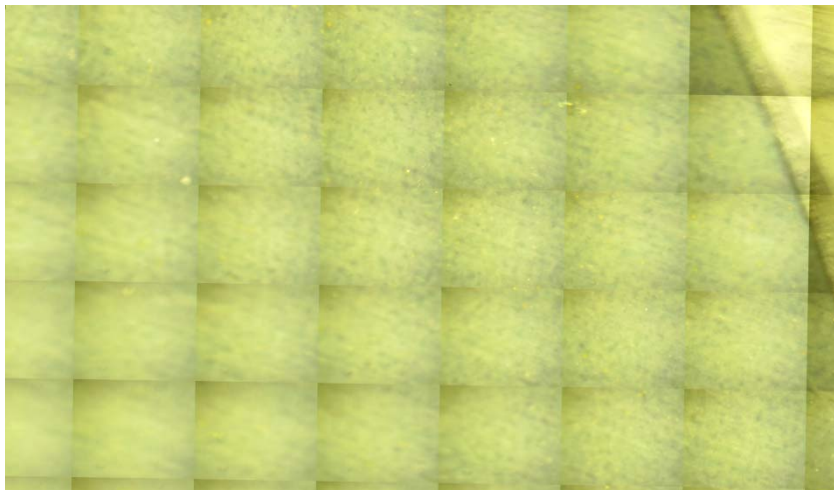


Figur 4.1a: Billede af scannet område fra Blank Anodisc.

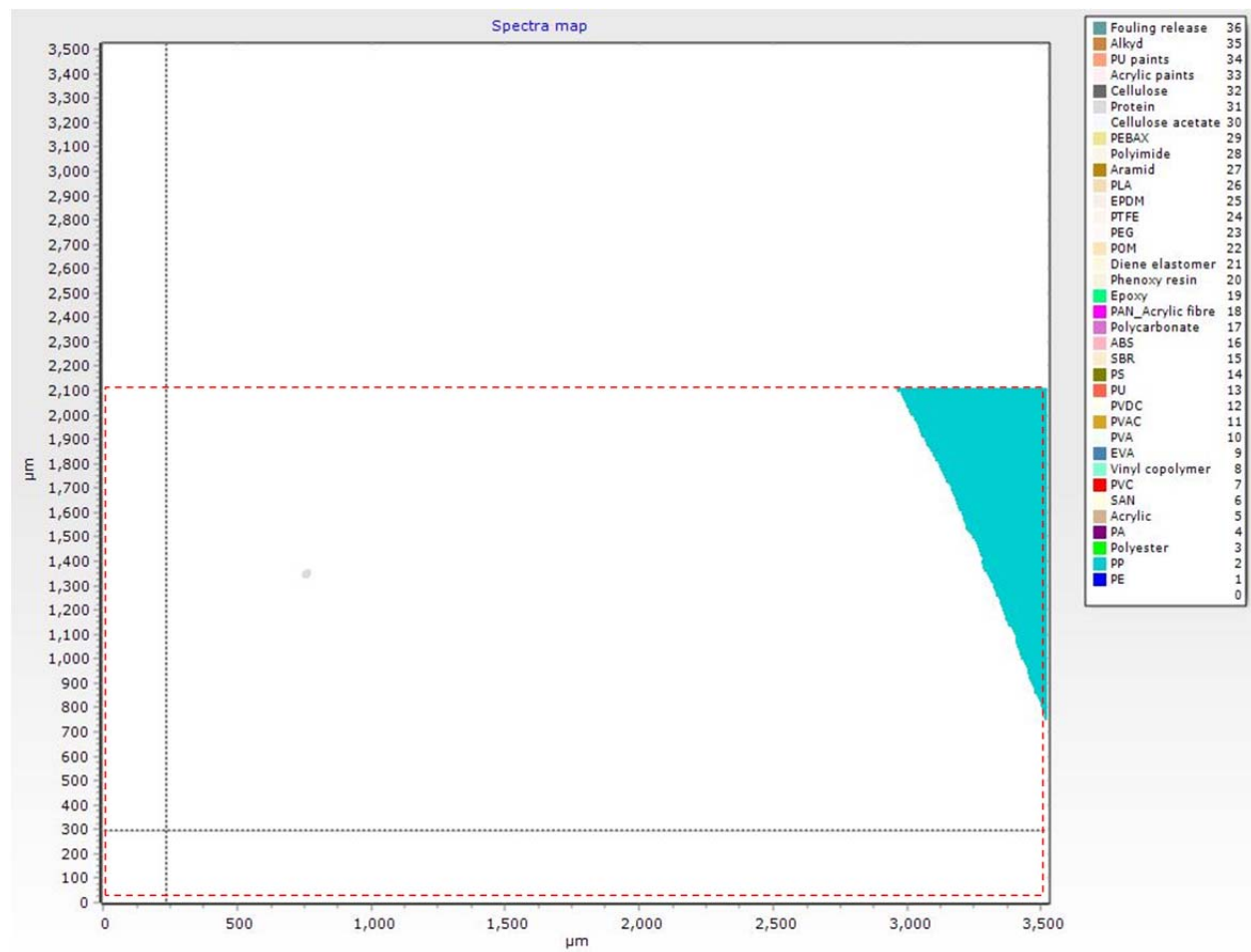


Figur 4.1b: Spektrakort fra MPhunter v.2.0 for Blank Anodisc.1: PS.

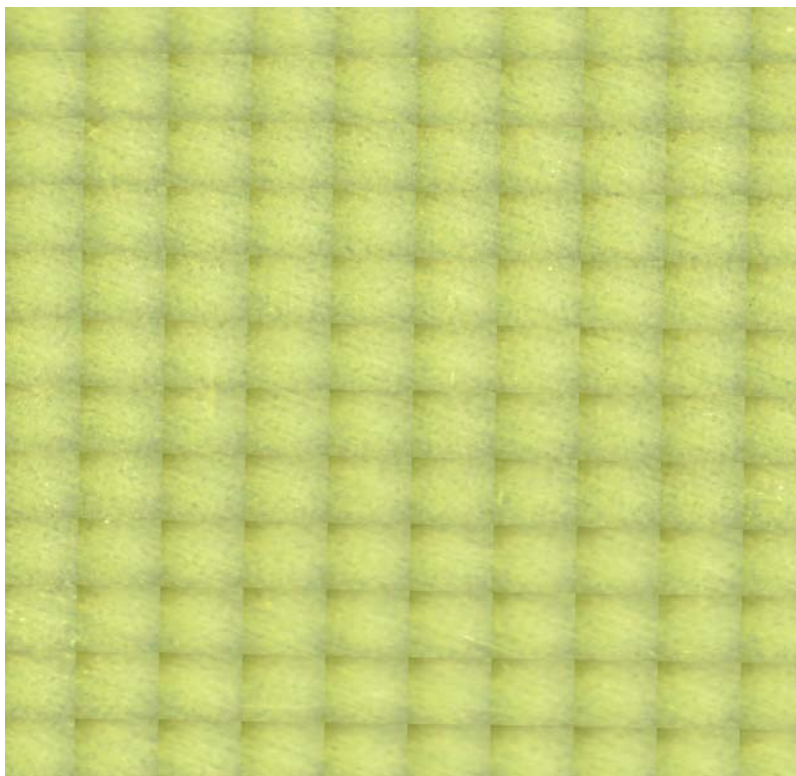
4.2 Blank Anodisc, repl.2



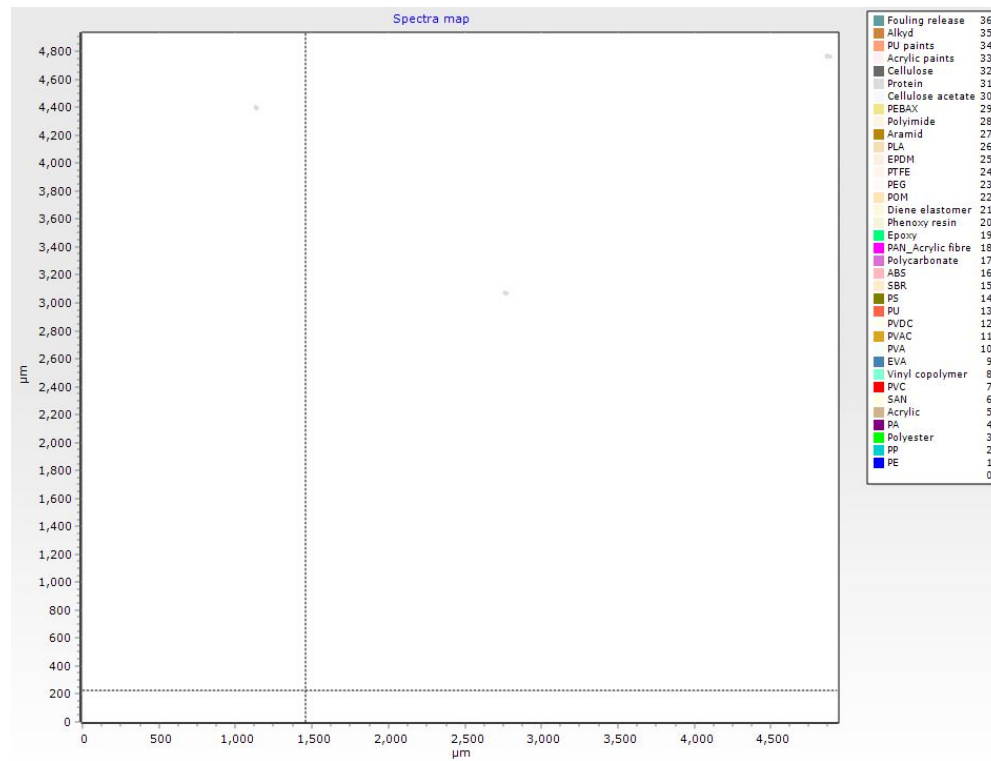
Figur 4.2a: Billede af scannet område fra Blank Anodisc repl.2.



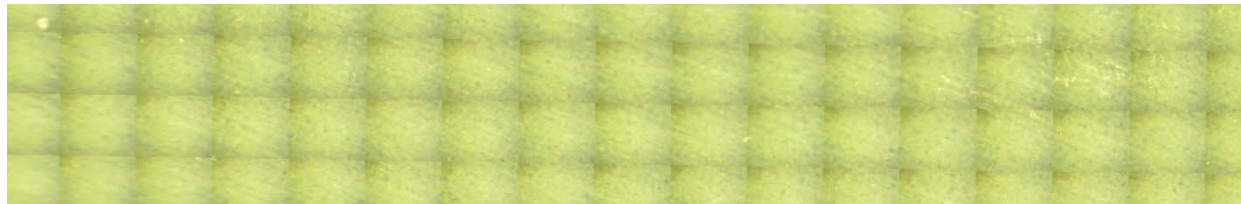
Figur 4.2b: Spektrakort fra MPhunter v.2.0 for Blank Anodisc repl.2.



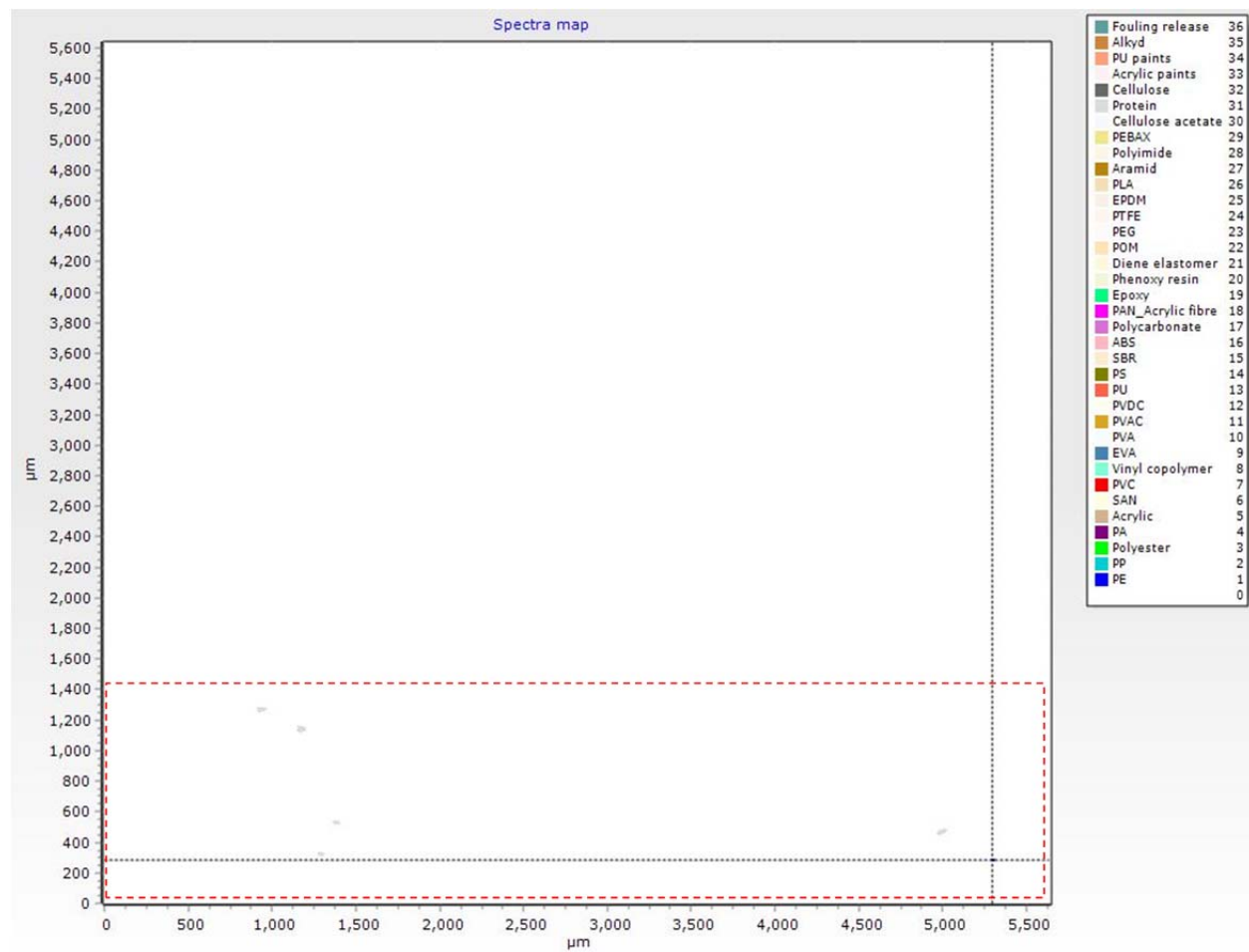
Figur 4.2c: Billede af scannet område fra Blank Anodisc repl.2.



Figur 4.2d: Spektrakort fra MPhunter v.2.0 for Blank Anodisc repl.2.

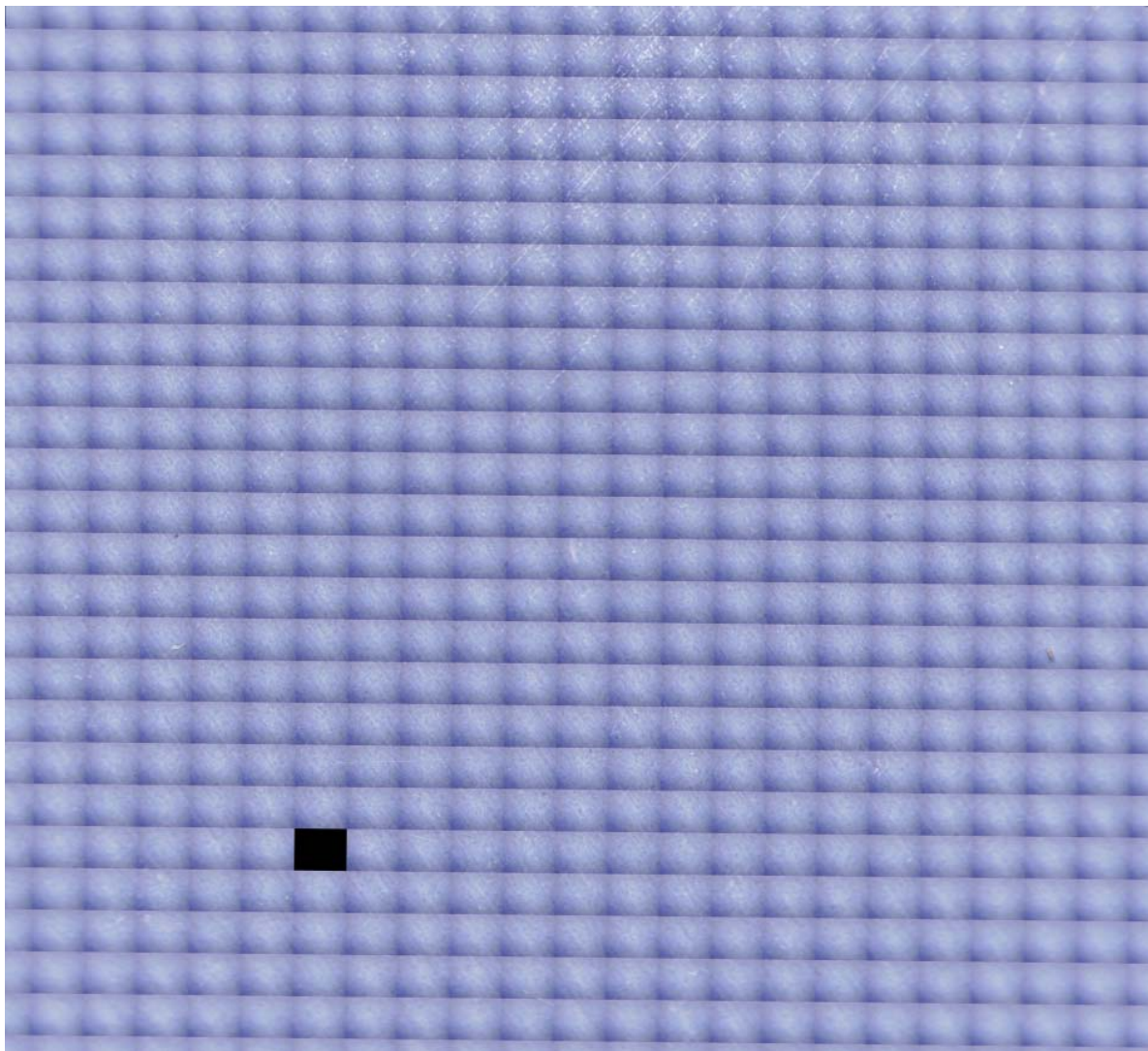


Figur 4.2c: Billede af scannet område fra Blank Anodisc repl.2.

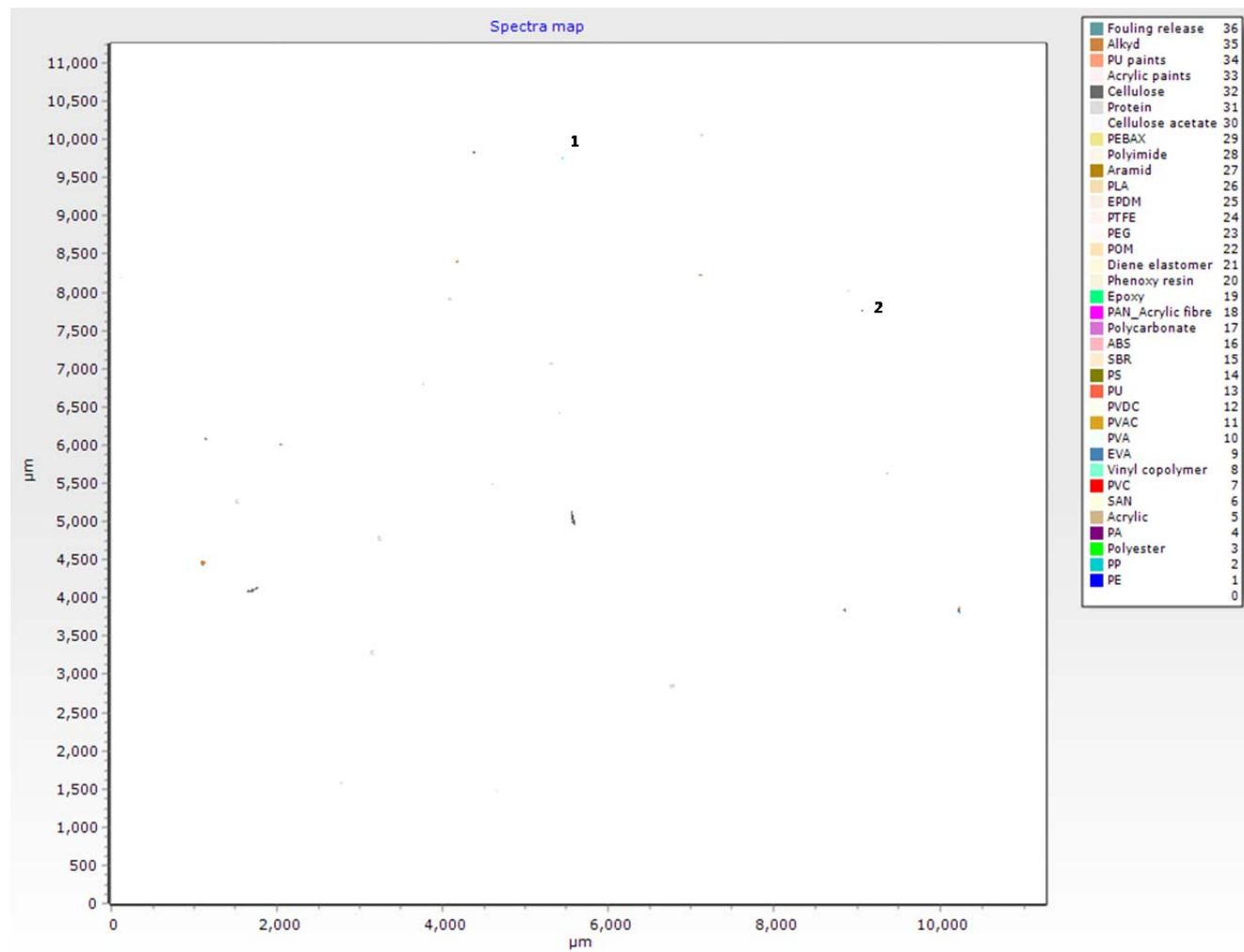


Figur 4.2f: Spektrakort fra MPhunter v.2.0 for Blank Anodisc repl.2.

4.3 Kontrol, deioniseret vand

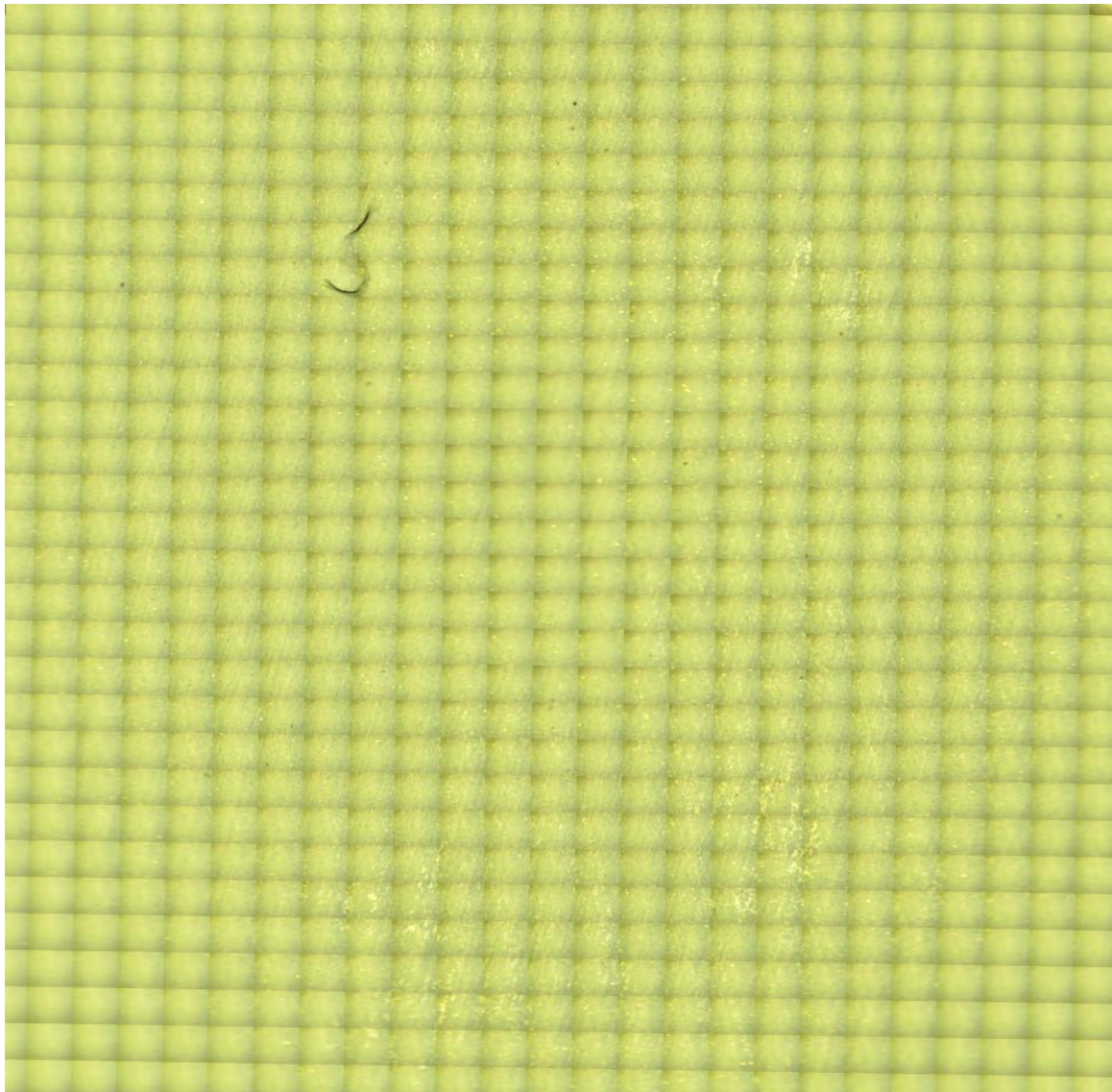


Figur 4.3a: Billede af scannet område fra Kontrol, deioniseret vand.

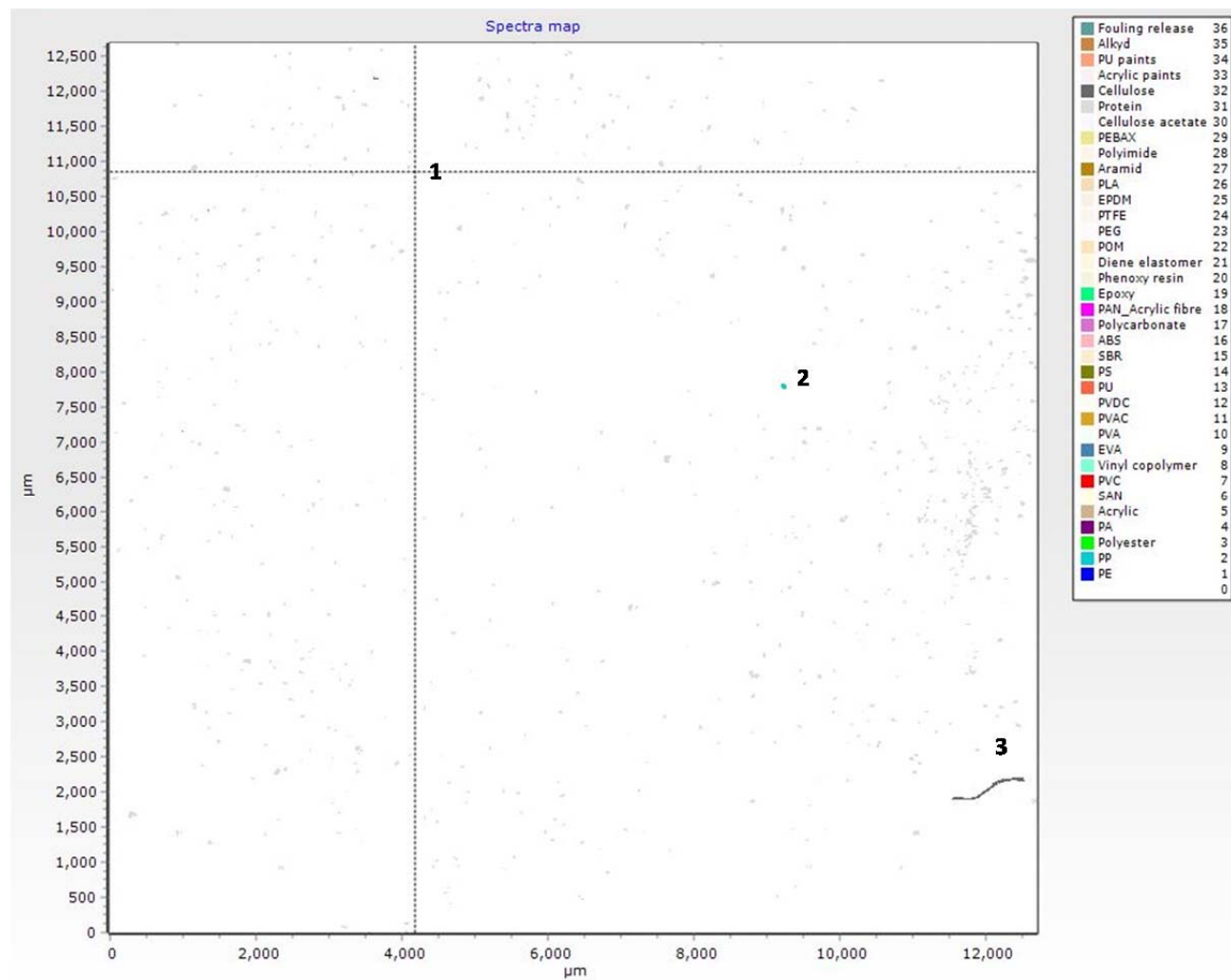


Figur 4.3b: Spektrakort fra MPhunter v.2.0 for Kontrol, deioniseret vand. 1: PP; 2: PA.

4.4 Kontrol, rent stålfiler

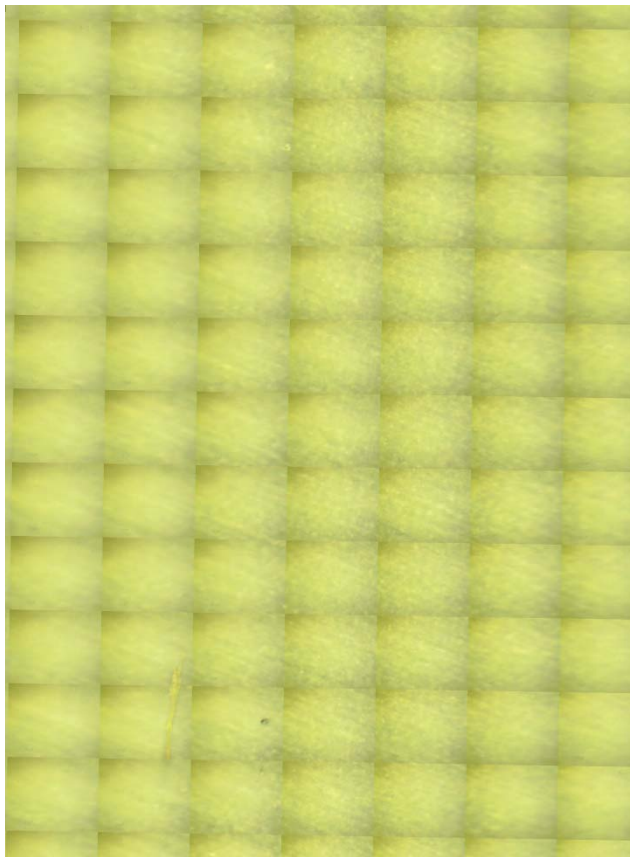


Figur 4.4a: Billede af scannet område fra Kontrol, rent stålfiler.

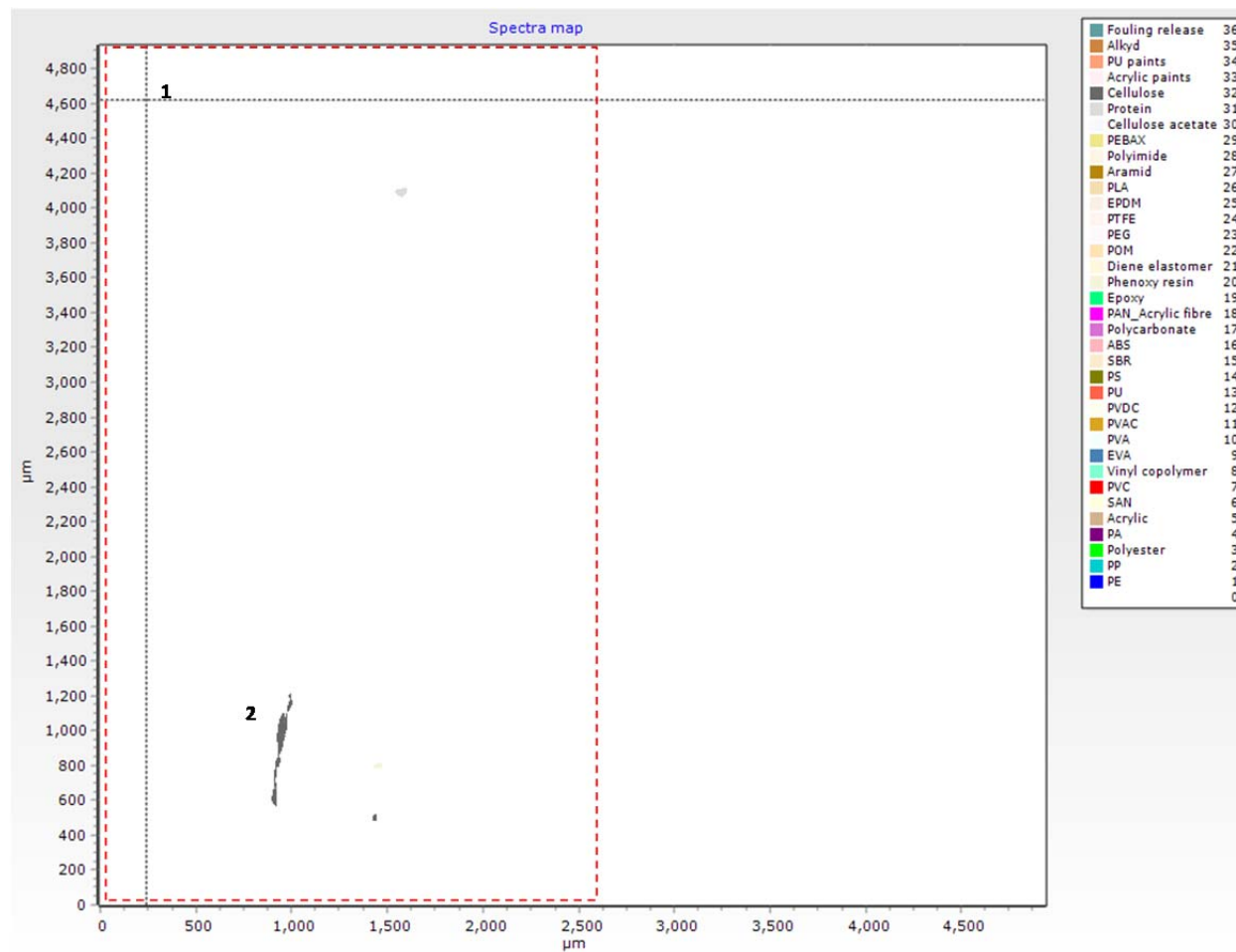


Figur 4.4b: Spektrakort fra MPhunter v.2.0 for Kontrol, rent stålfiler. 1: PS, 2: PP, 3: Bomuldsfiber.

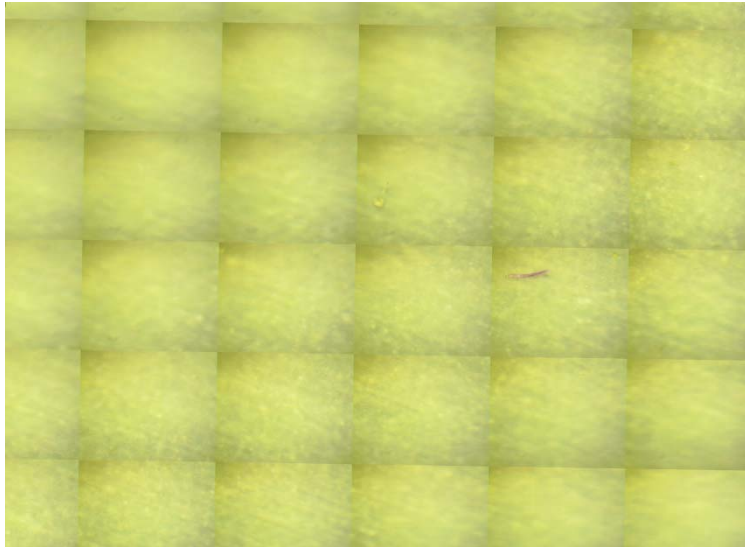
4.5 Kontrol, rent stålfiler repl.2



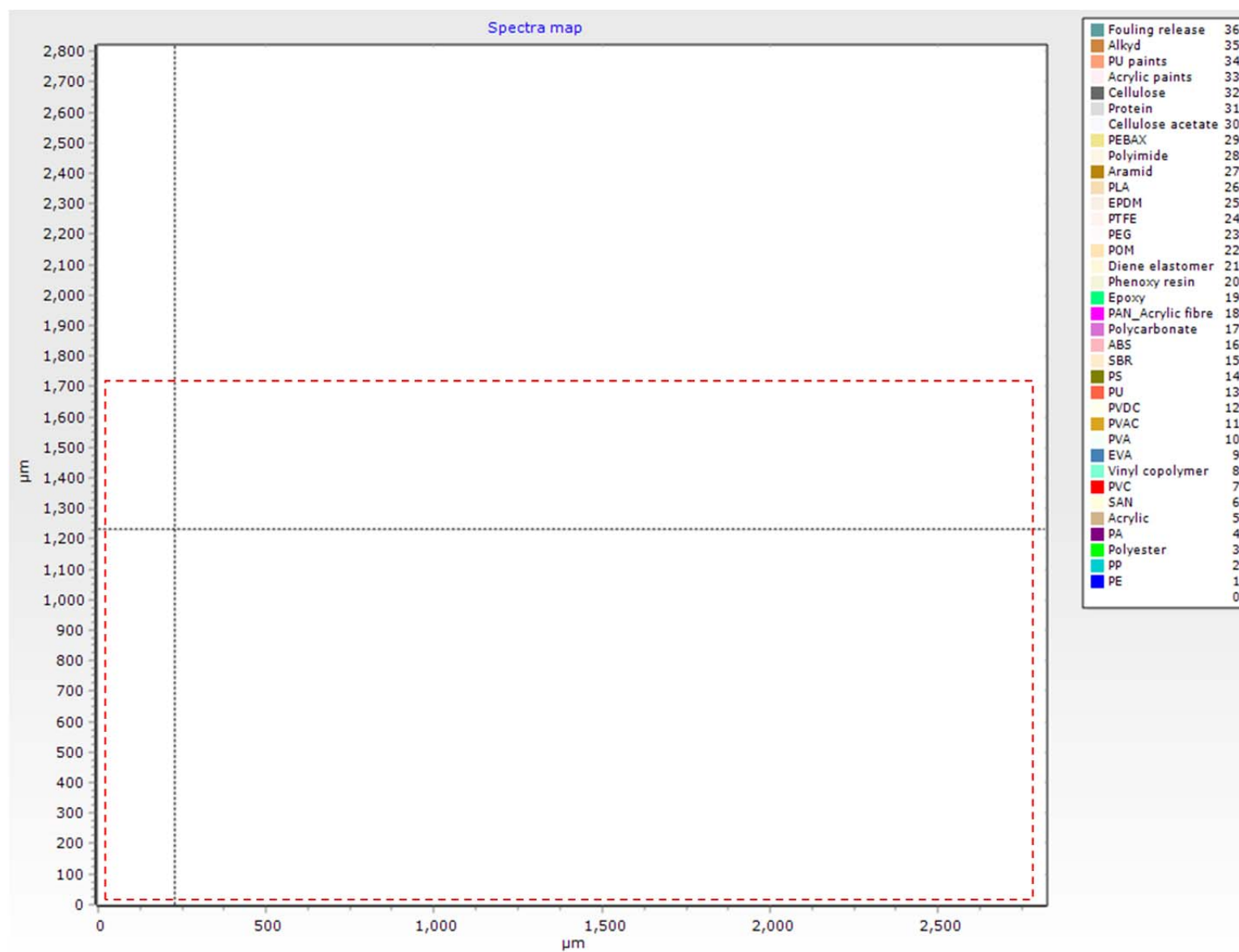
Figur 4.5a: Billede af scannet område fra Kontrol, rent stålfiler repl.2.



Figur 4.5b: Spektrakort fra MPhunter v.2.0 for Kontrol, rent stålfiler repl.2. 1: Epoxy, 2: Bomuldsfiber.

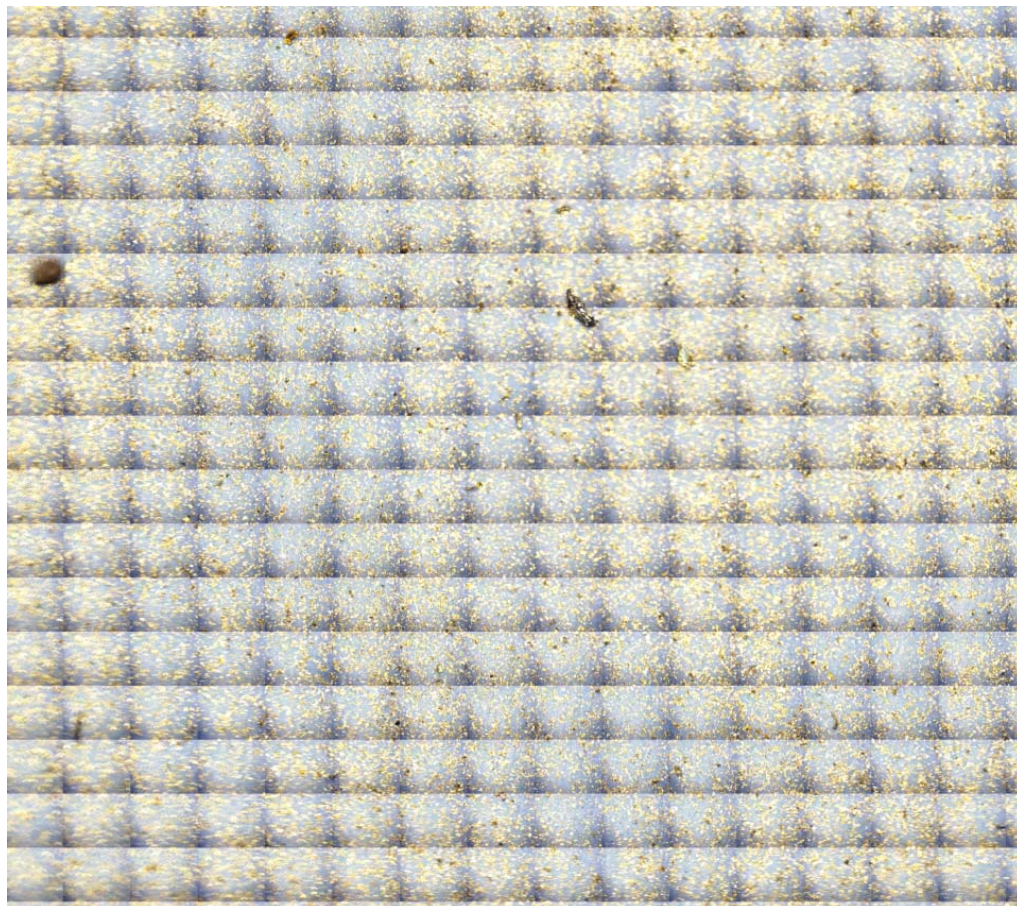


Figur 4.5c: Billede af scannet område fra Kontrol, rent stålfilter repl.2.

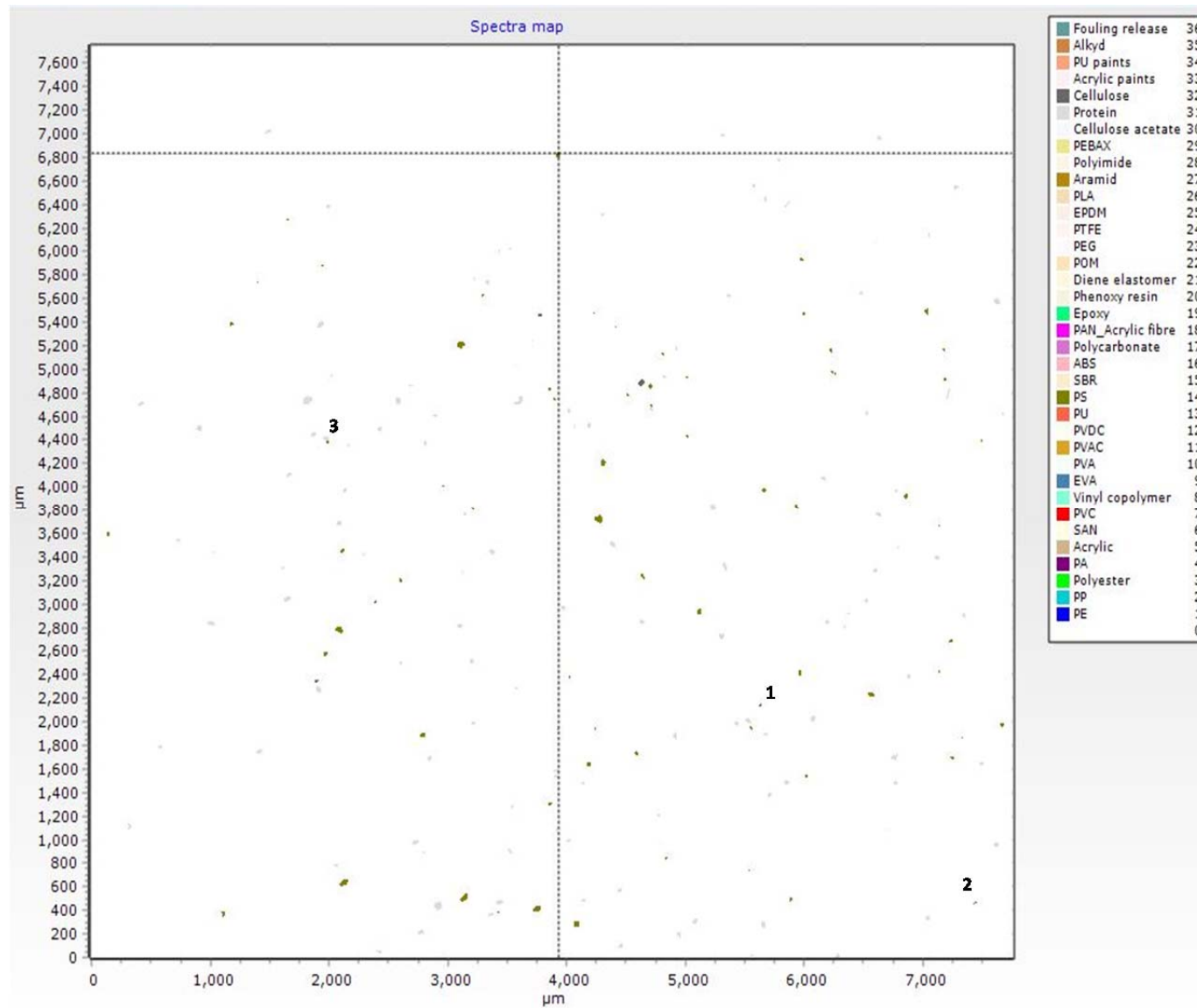


Figur 4.5d: Spektrakort fra MPhunter v.2.0 for Kontrol, rent stålfiler repl.2.

4.6 Assermølle 10L



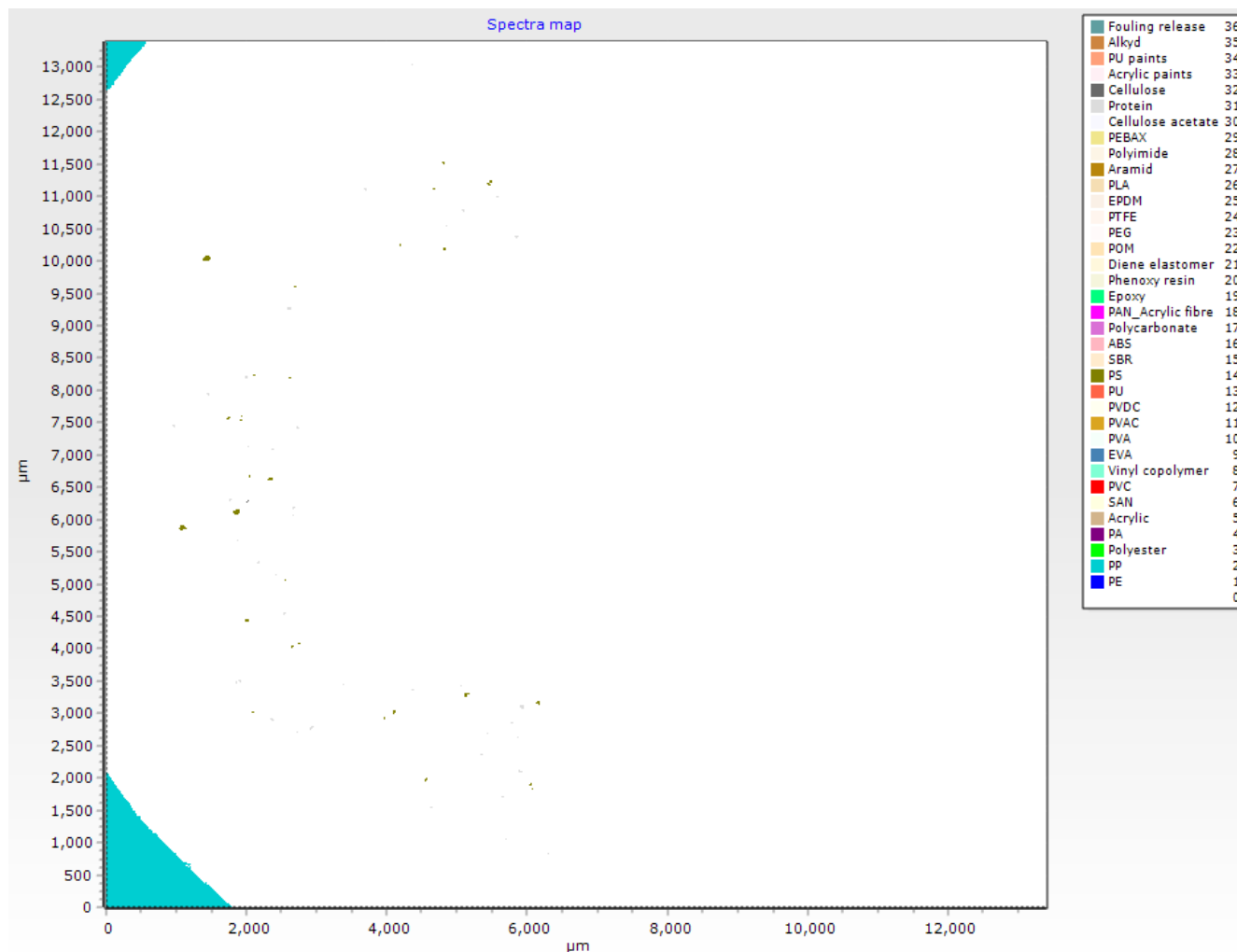
Figur 4.6a: Billede af scannet område fra Assermølle 10L (scan1).



Figur 4.6b: Spektrakort fra MPhunter v.2.0 for Assermølle 10L. 1: PA.

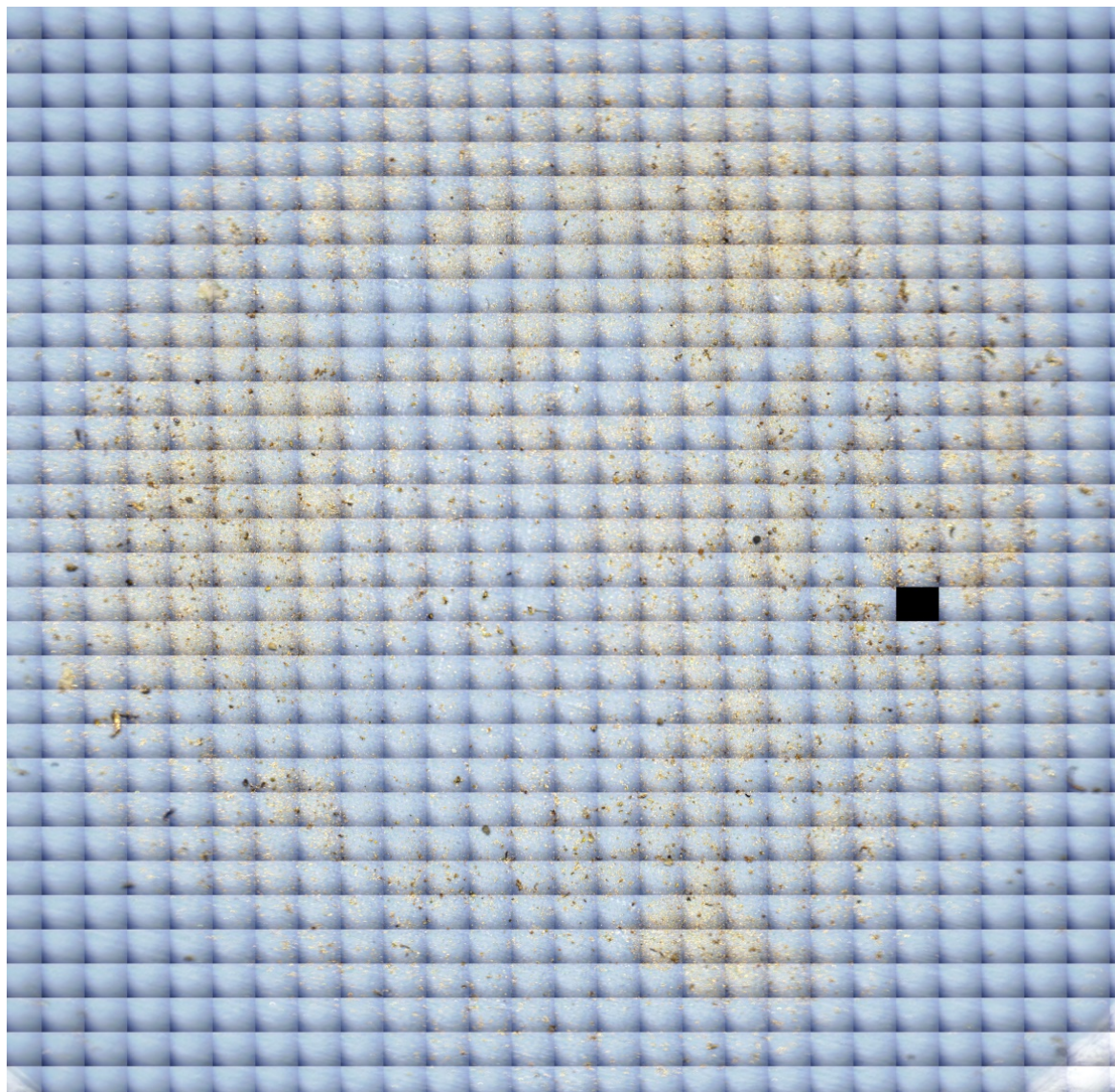


Figur 4.6c: Billede af scannet område fra Assermølle 10L (scan2).

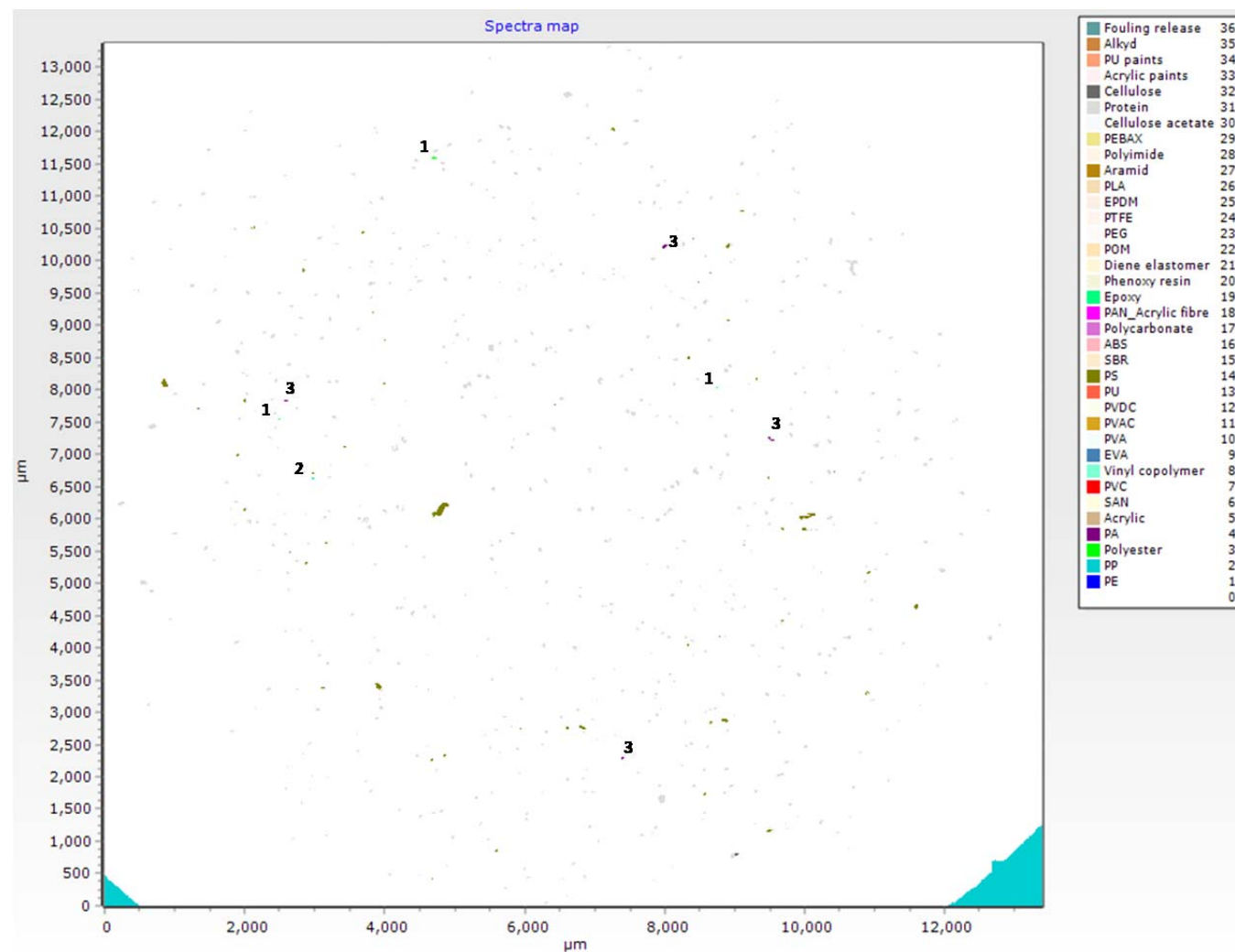


Figur 4.6d: Spektrakort fra MPhunter v.2.0 for Assermølle 10L. Den overlappende del med den foregående scan (Assermølle 10L scan1) er taget ud for at undgå at tælle de samme partikler to gange.

4.7 Assermølle 50L (repl. Nr.1)

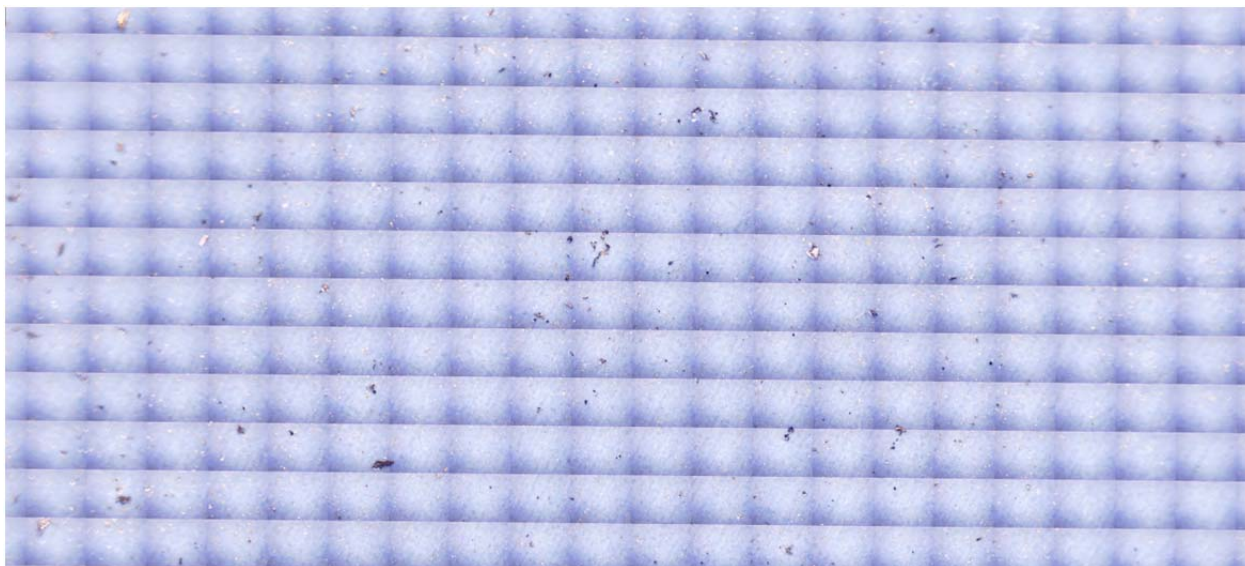


Figur 4.7a: Billede af scannet område fra Assermølle 50L (repl.nr.1).

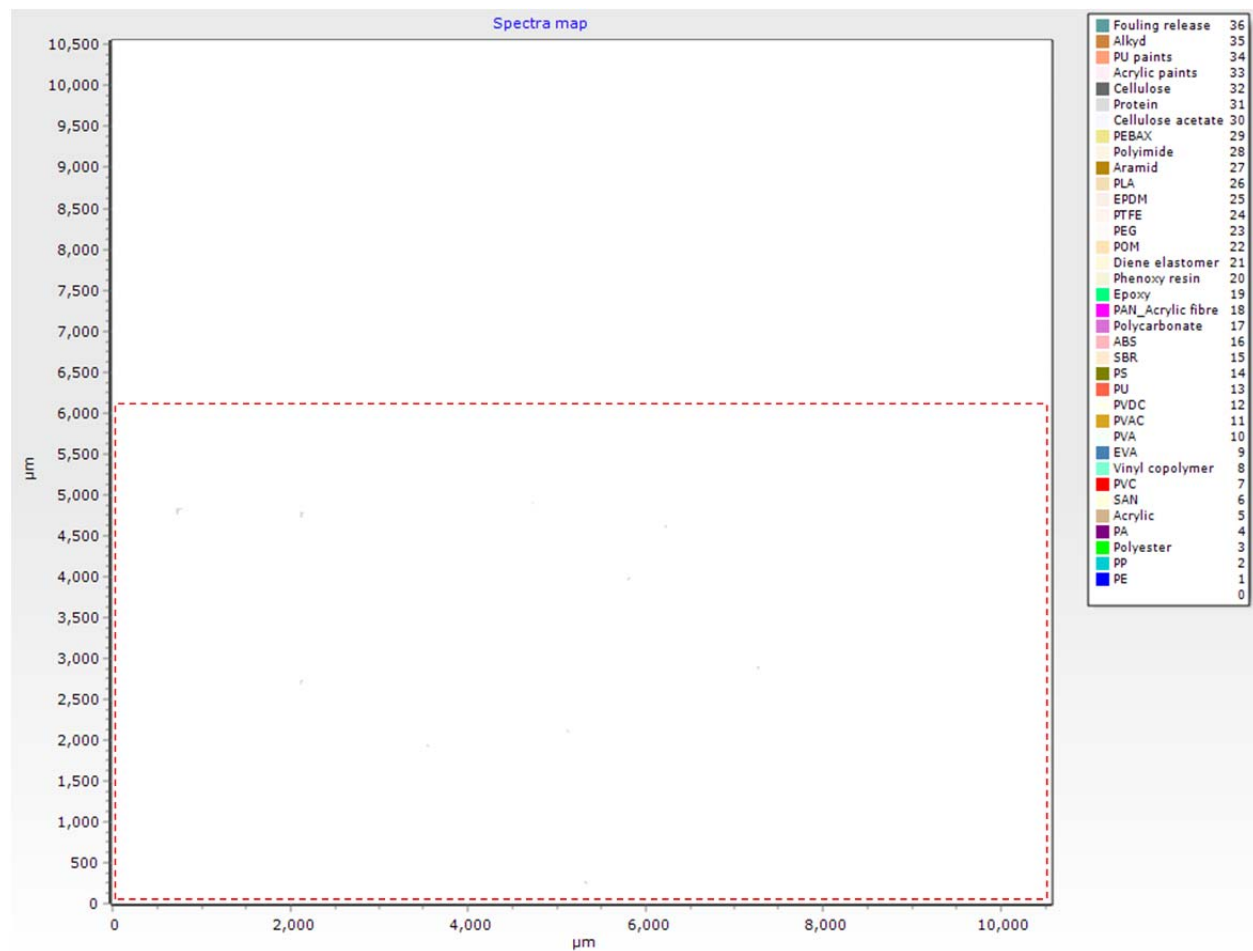


Figur 4.7b: Spektrakort fra MPhunter v.2.0 for Assermølle 50L (repl.nr.1). 1: Polyester; 2: PP; 3: PA.

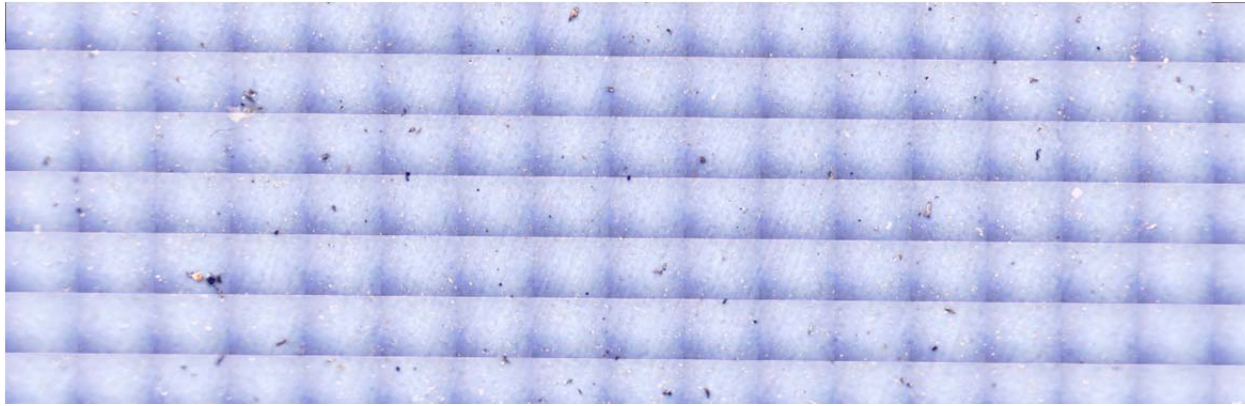
4.8 Assermølle 50L (repl. Nr.3)



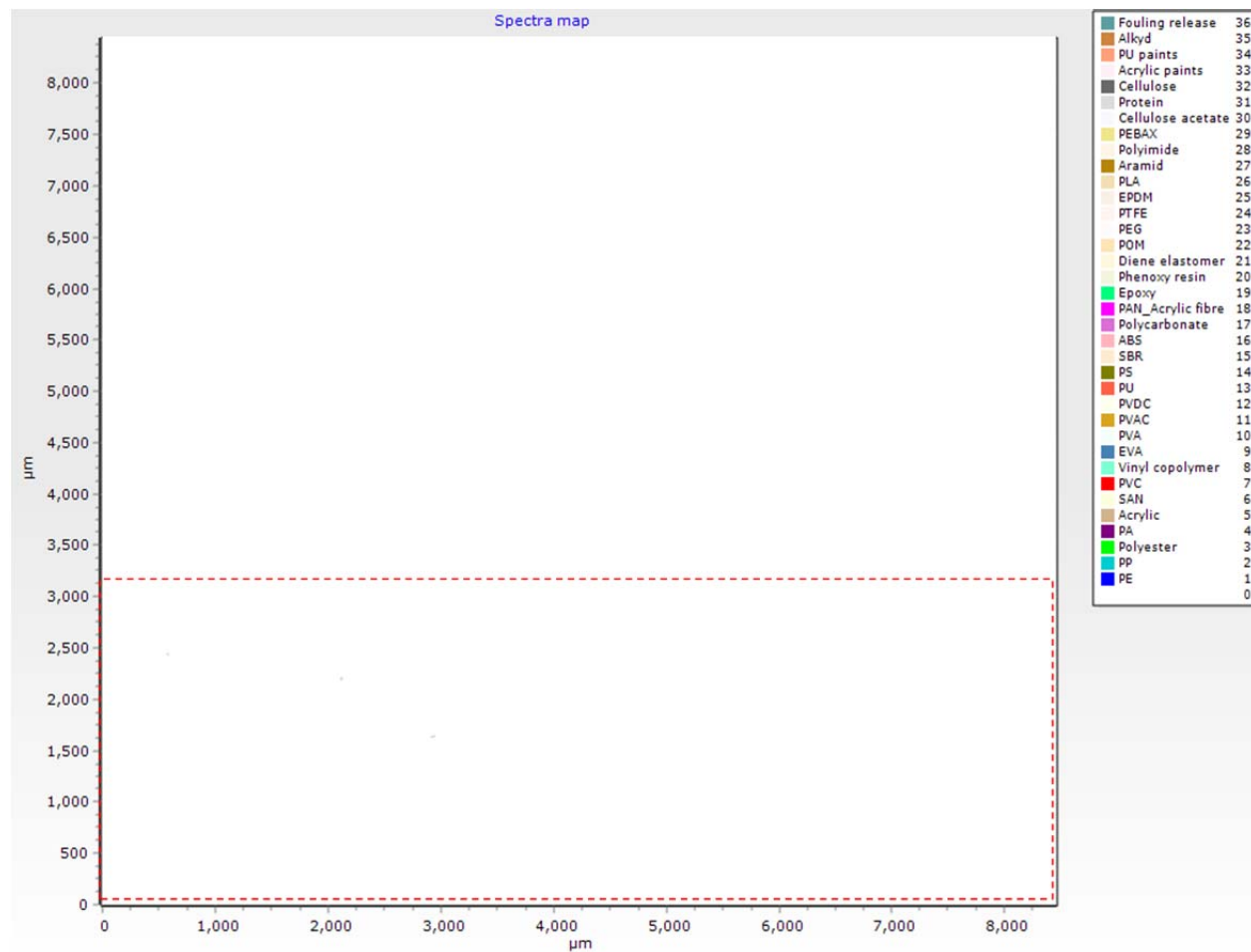
Figur 4.8a: Billede af scannet område fra Assermølle 50L (repl.nr.3).



Figur 4.8b: Spektrakort fra MPhunter v.2.0 for Assermølle 50L (repl.nr.3).

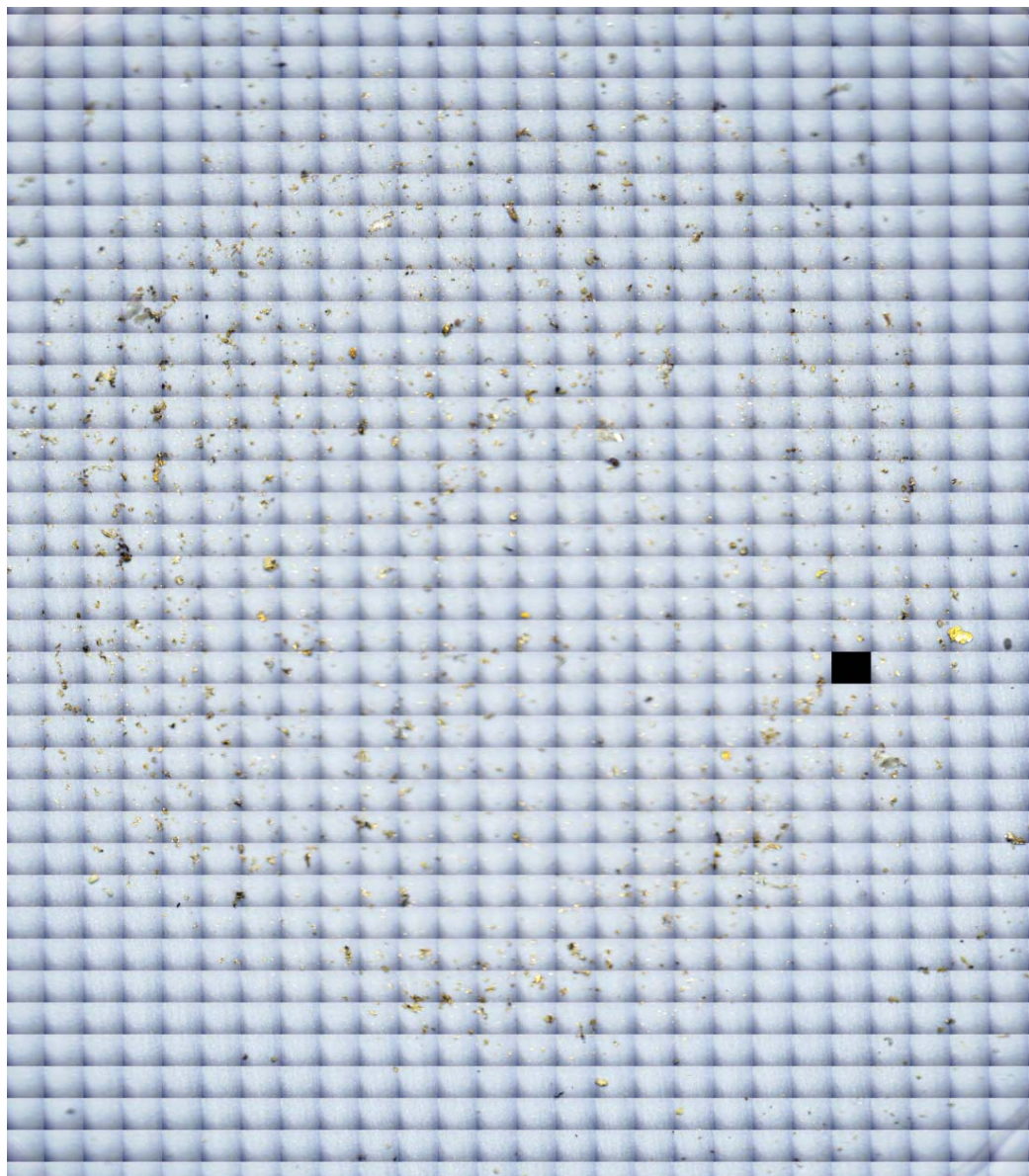


Figur 4.8c: Billede af scannet område fra Assermølle 50L (repl.nr.3).

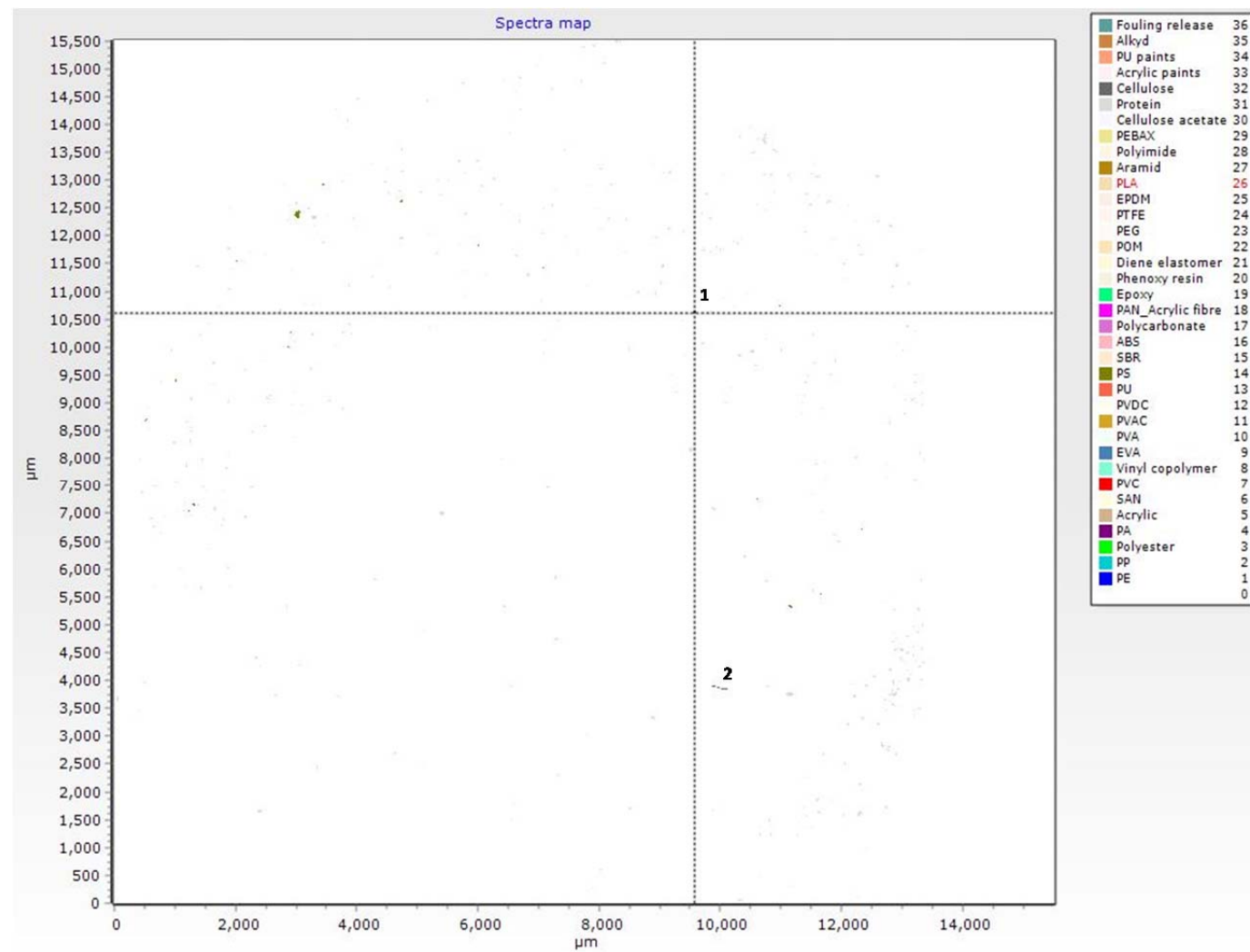


Figur 4.8d: Spektrakort fra MPhunter v.2.0 for Assermølle 50L (repl.nr.3).

4.9 Assermølle 100L

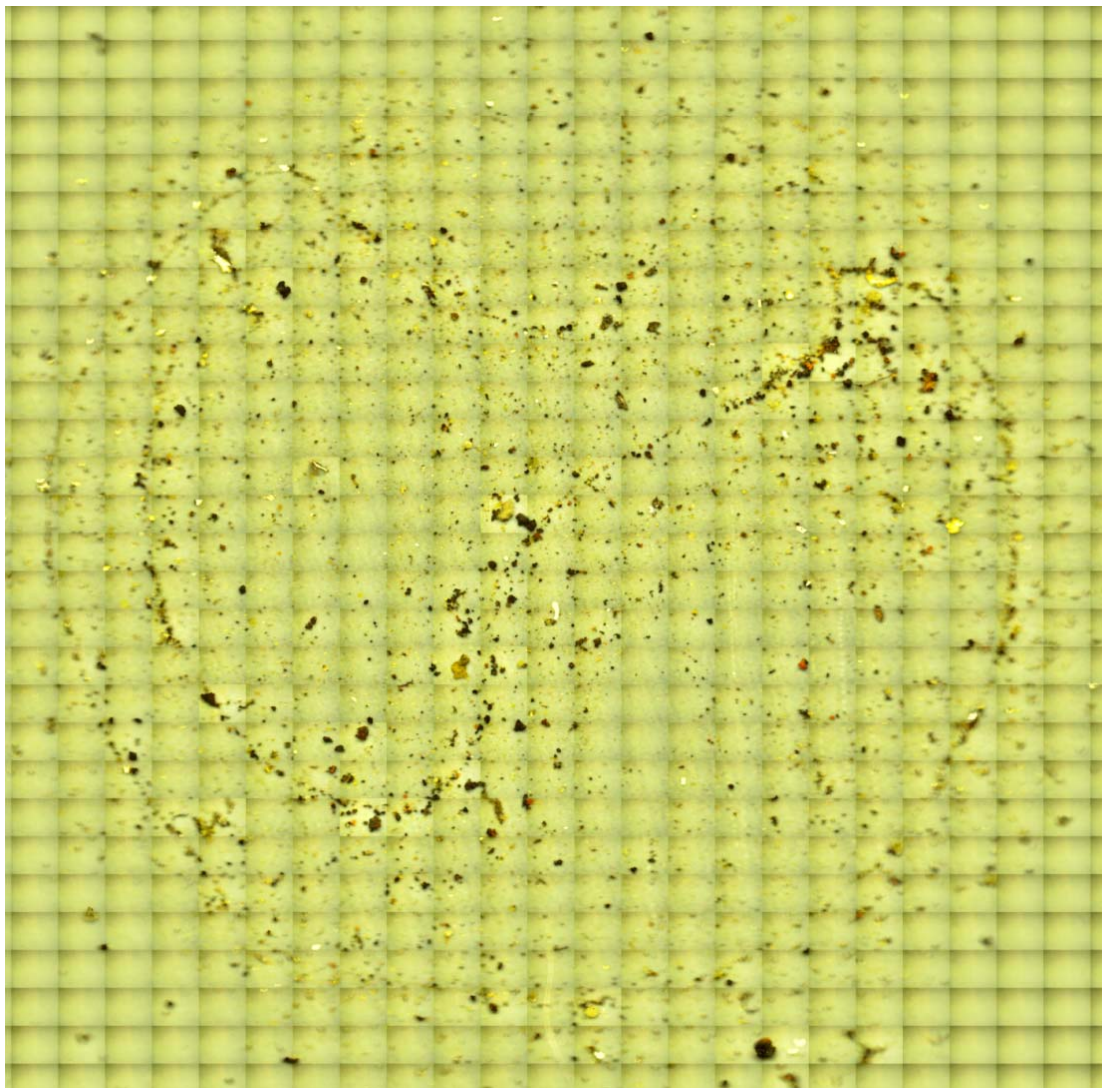


Figur 4.9a: Billede af scannet område fra Assermølle 100L.

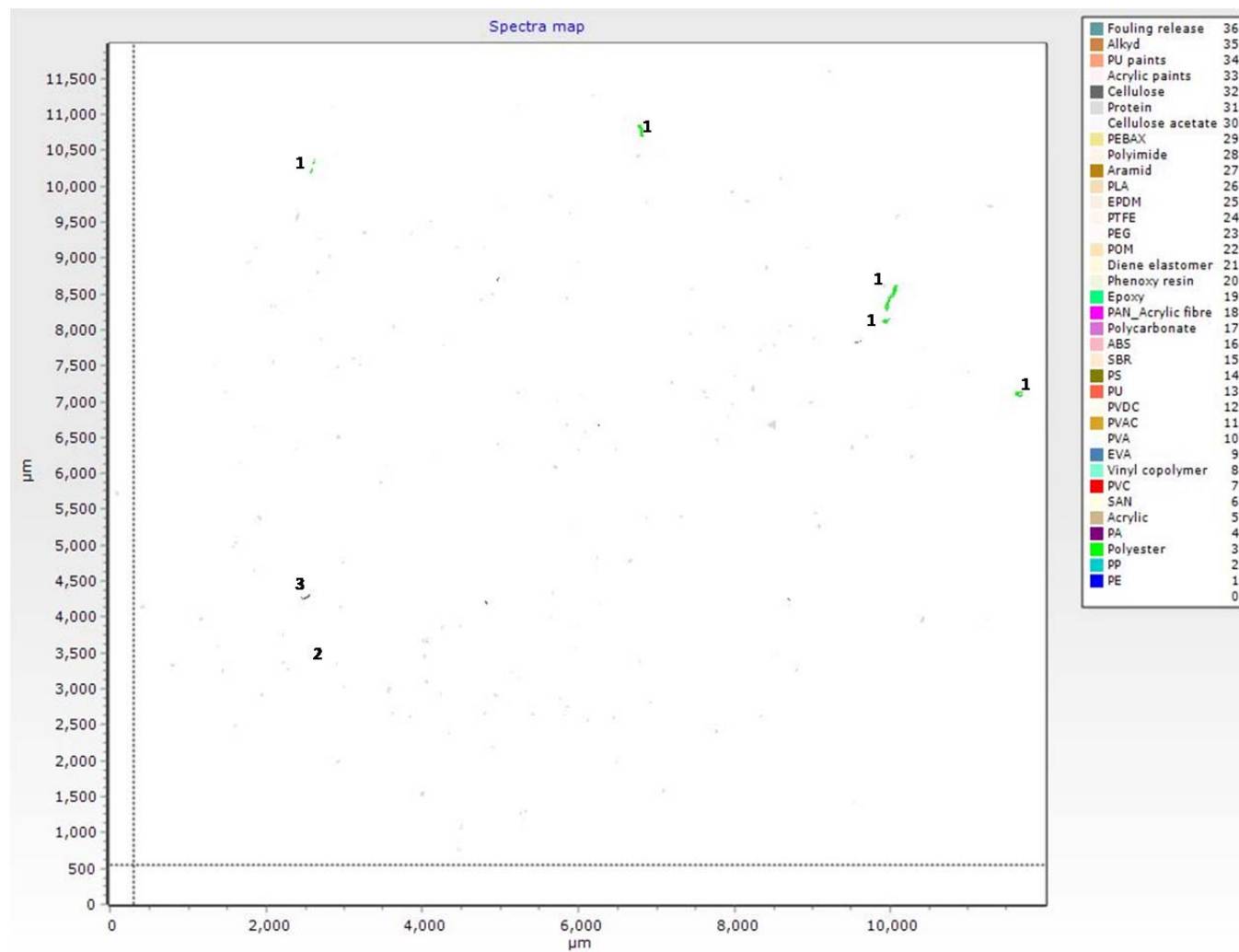


Figur 4.9b: Spektrakort fra MPhunter v.2.0 for Assermølle 100L. 1: PA, 2: Bomuldsfiber.

4.10 Mortenstrup MO108 10L

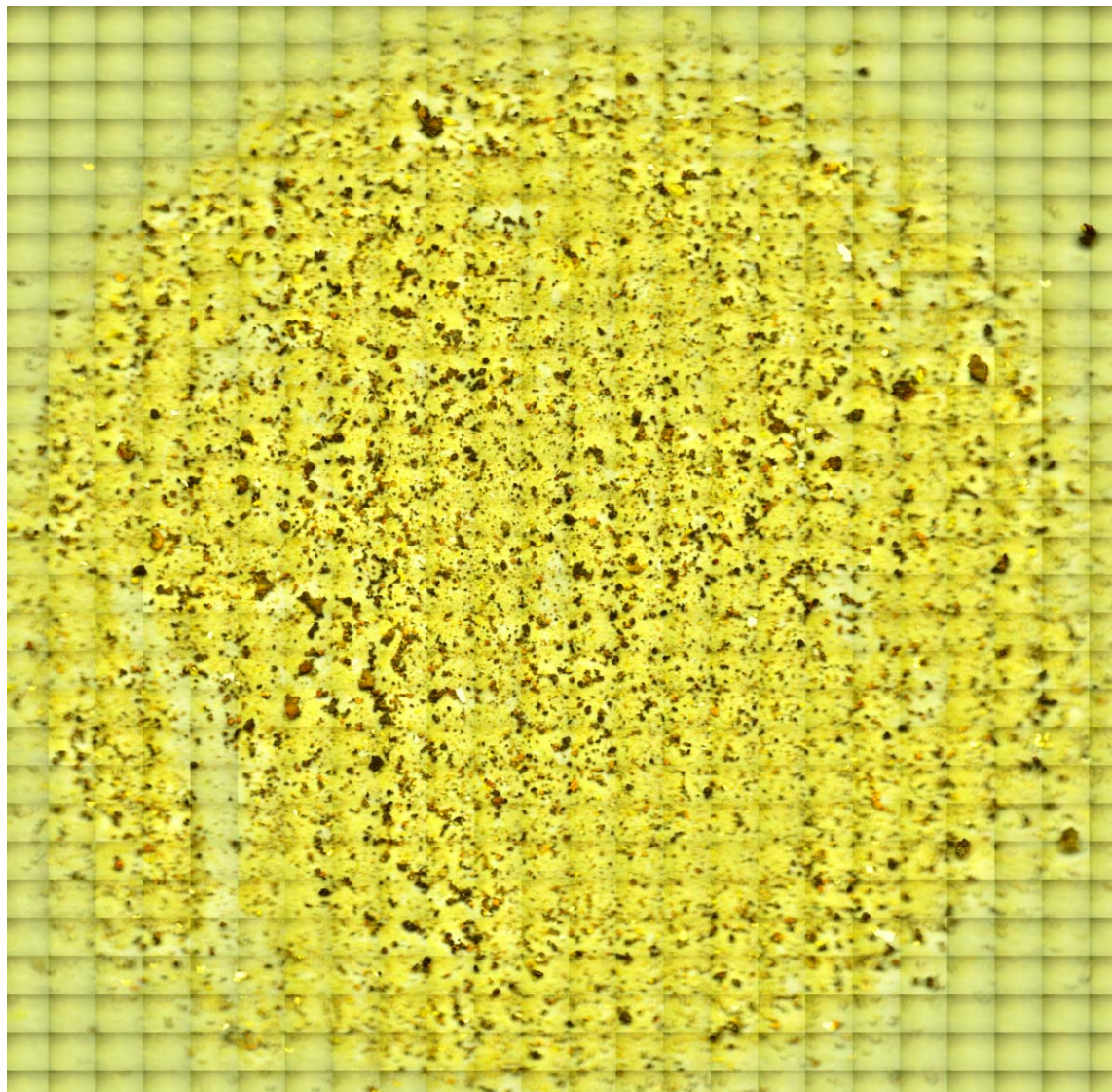


Figur 4.10a: Billede af scannet område fra Mortenstrup MO108 10L.

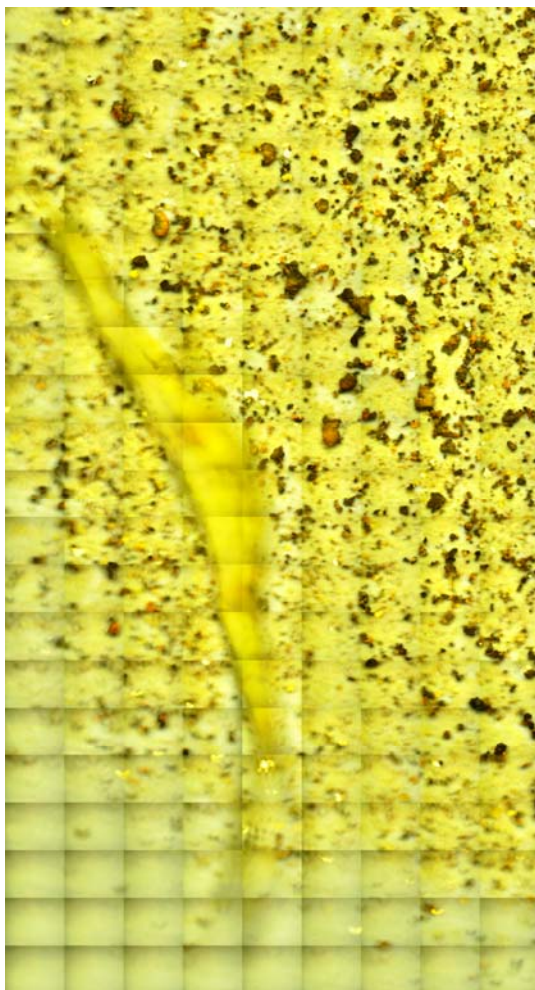


Figur 4.10b: Spektrakort fra MPhunter v.2.0 for Mortenstrup MO108 10L. 1: Polyester; 2: Cellulose acetate; 3: Bomuldsfiber.

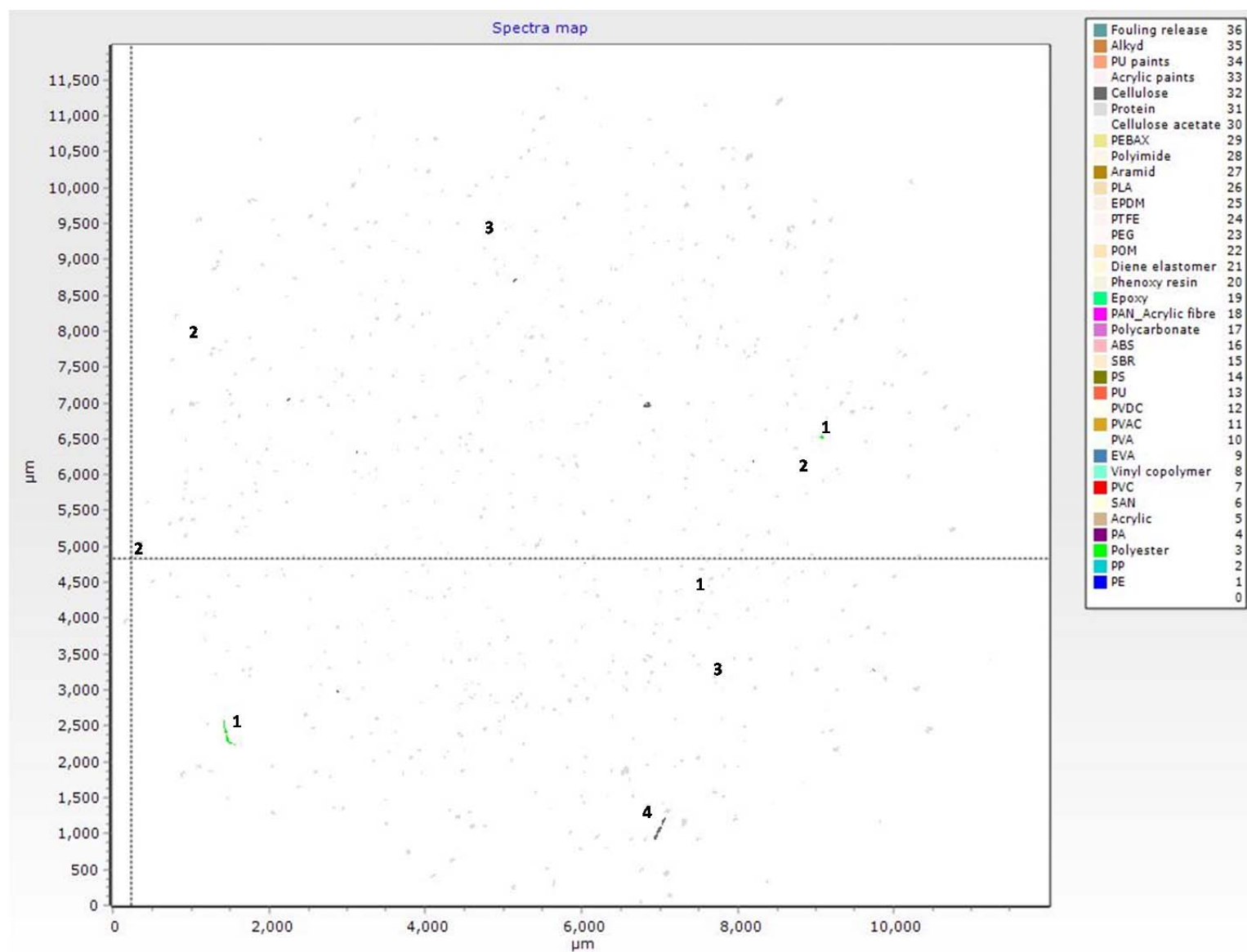
4.11 Mortenstrup MO108 50L (repl. Nr.3)



Figur 4.11a: Billede af scannet område fra Mortenstrup MO108 (repl.nr.3).

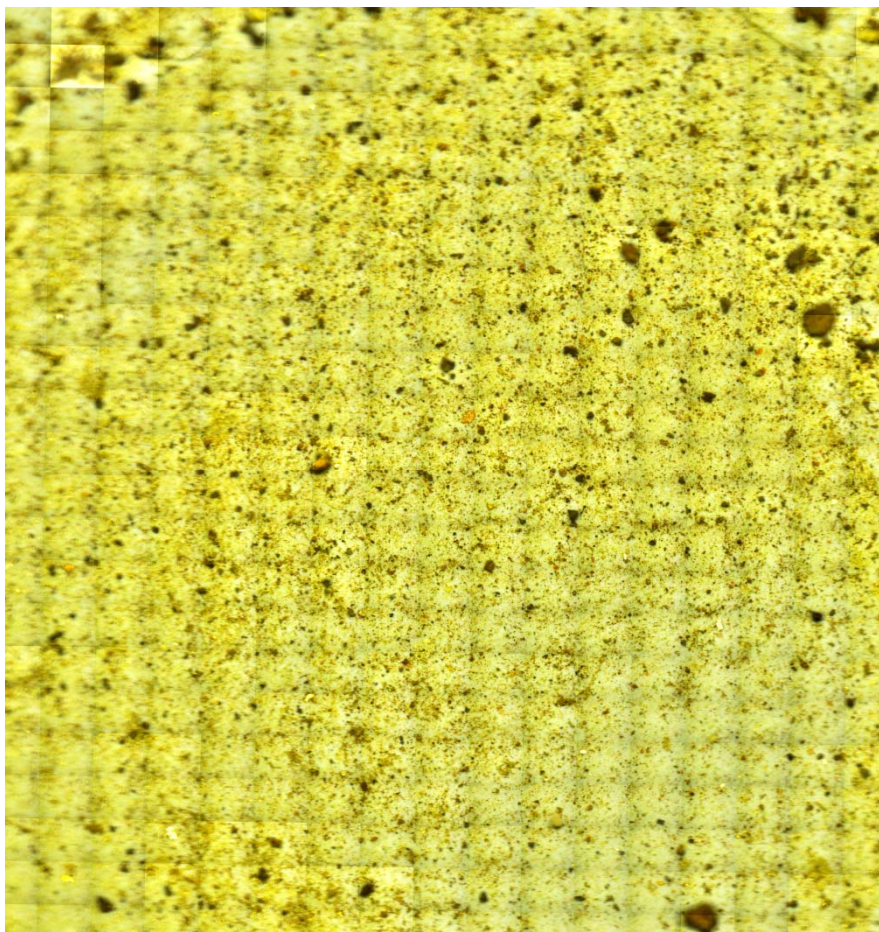


Figur 4.11b: Billede af fiber fundet i Mortenstrup MO108 (repl.nr.3) prøve. Fiber blev scannet og identificeret som protein-baseret materiale, og blev derefter fjernet fra filtret for at give mulighed at identificere partikler under fiberen.

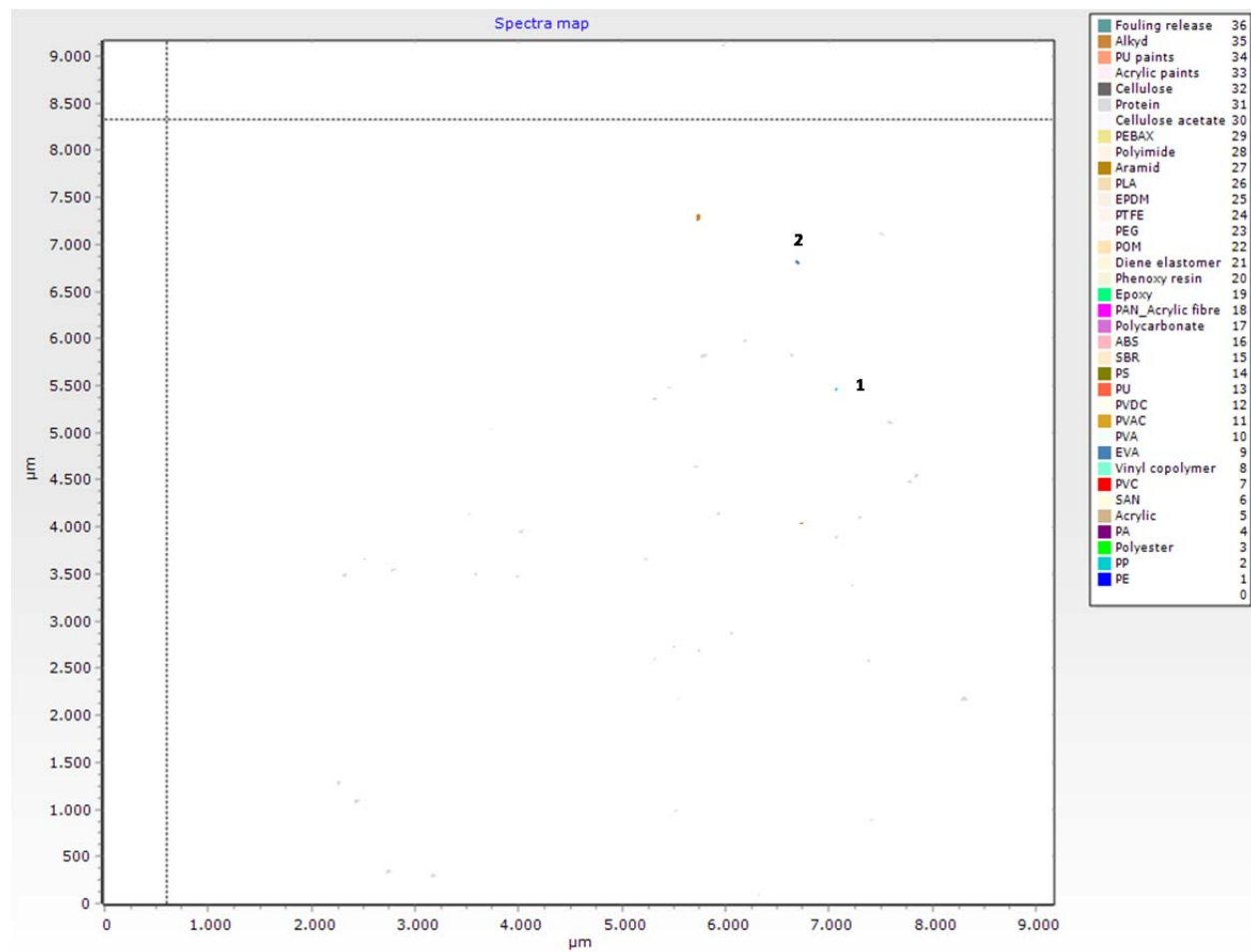


Figur 4.11c: Spektrakort fra MPhunter v.2.0 for Mortenstrup MO108 (repl.nr.3). 1: Polyester; 2: Cellulose acetate; 3: Acrylic paints, 4: Bomuldsfiber.

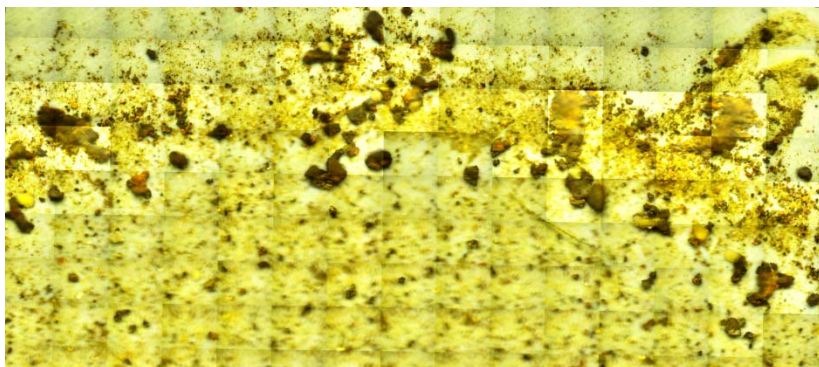
4.12 Mortenstrup MO108 50L (repl. Nr.1)



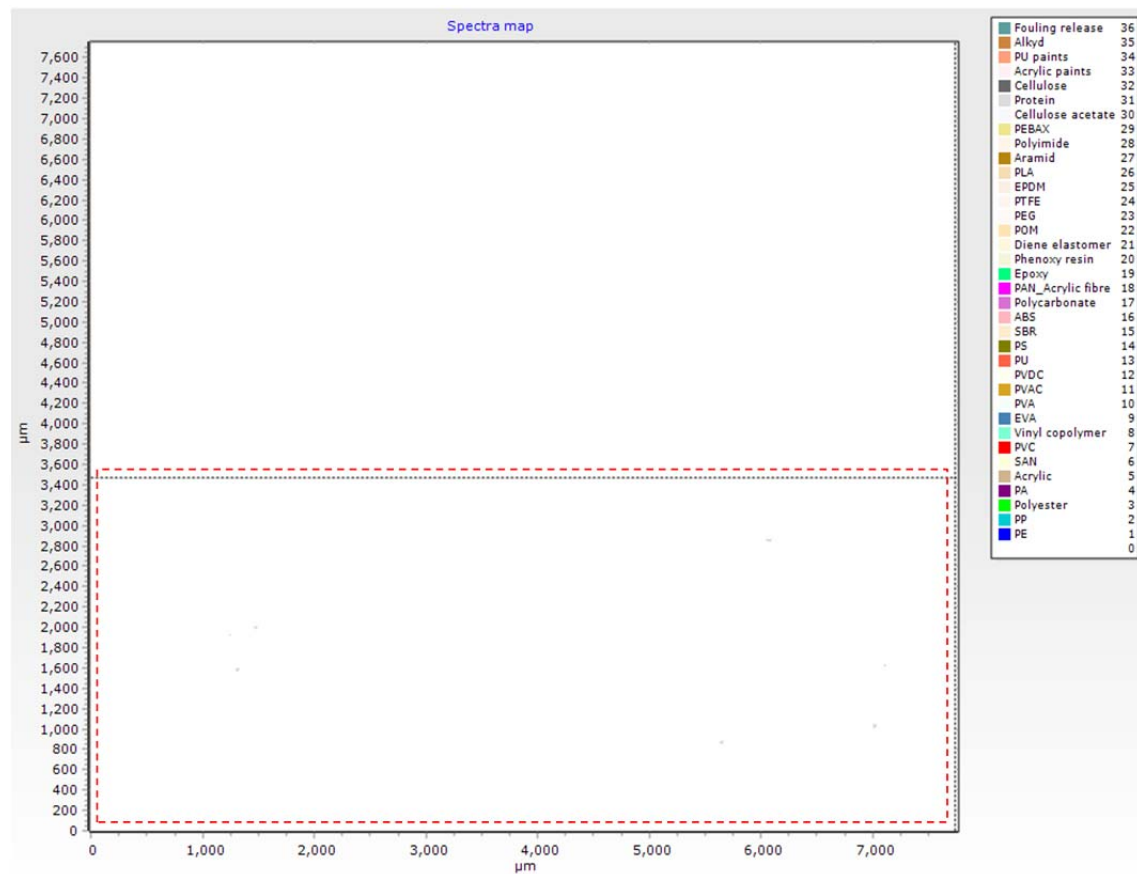
Figur 4.12a: Billede af scannet område fra Mortenstrup MO108 (repl.nr.1).



Figur 4.12b: Spektrakort fra MPhunter v.2.0 for Mortenstrup MO108 (repl.nr.1). 1: PP; 2: Acrylic paints.

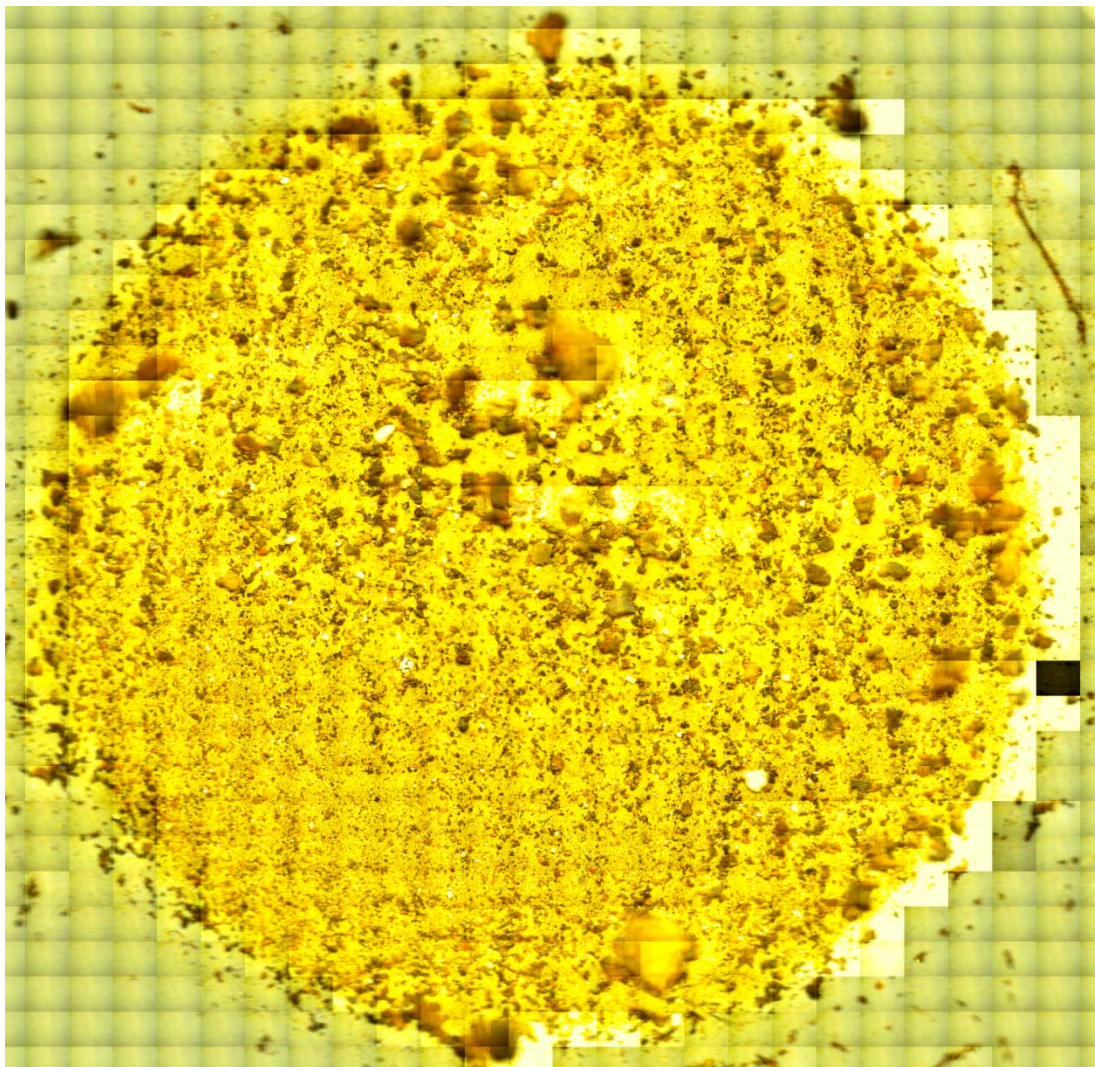


Figur 4.12c: Billede af scannet område fra Mortenstrup MO108 (repl.nr.1).

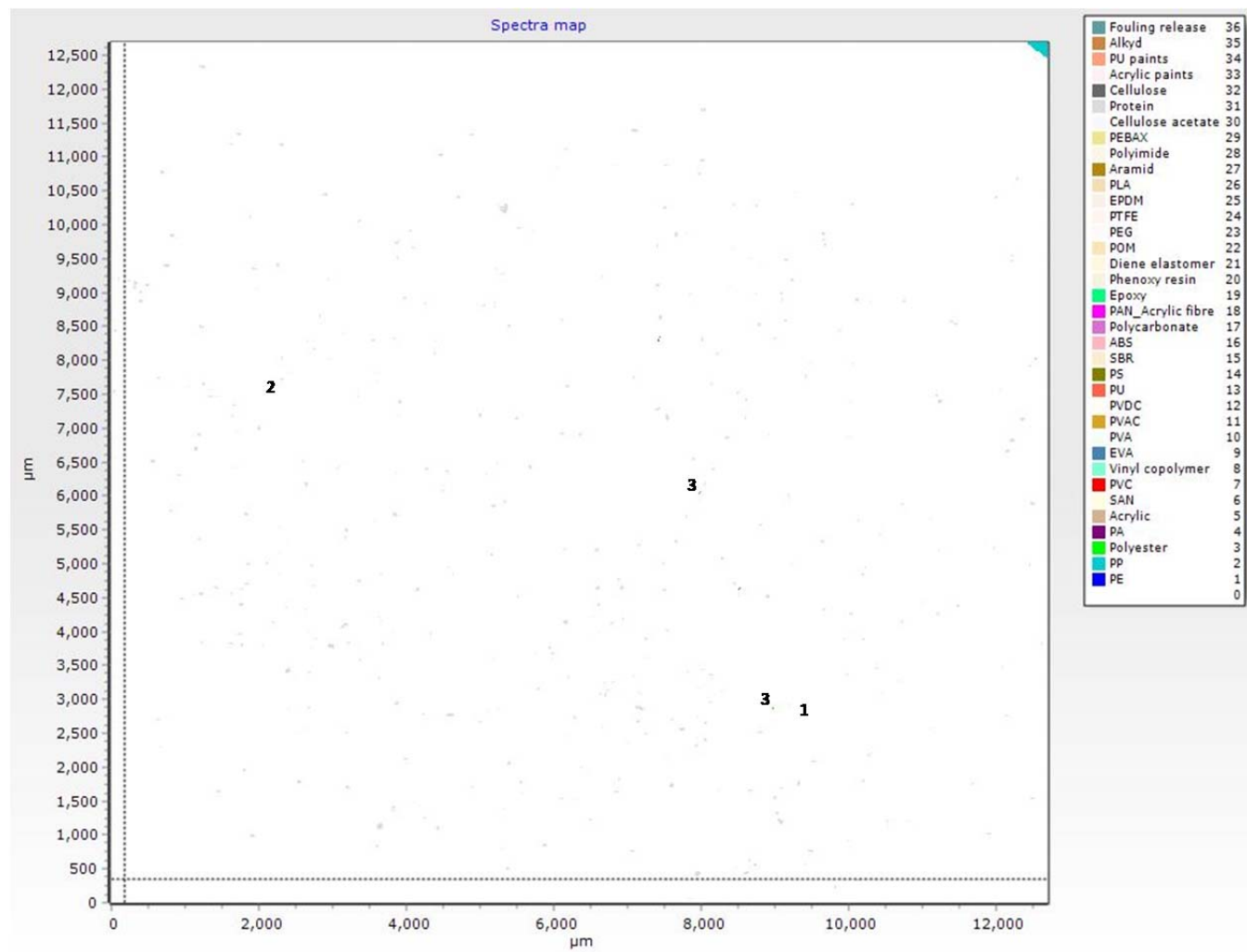


Figur 4.12d: Spektrakort fra MPhunter v.2.0 for Mortenstrup MO108 (repl.nr.1).

4.13 Mortenstrup MO108 100L

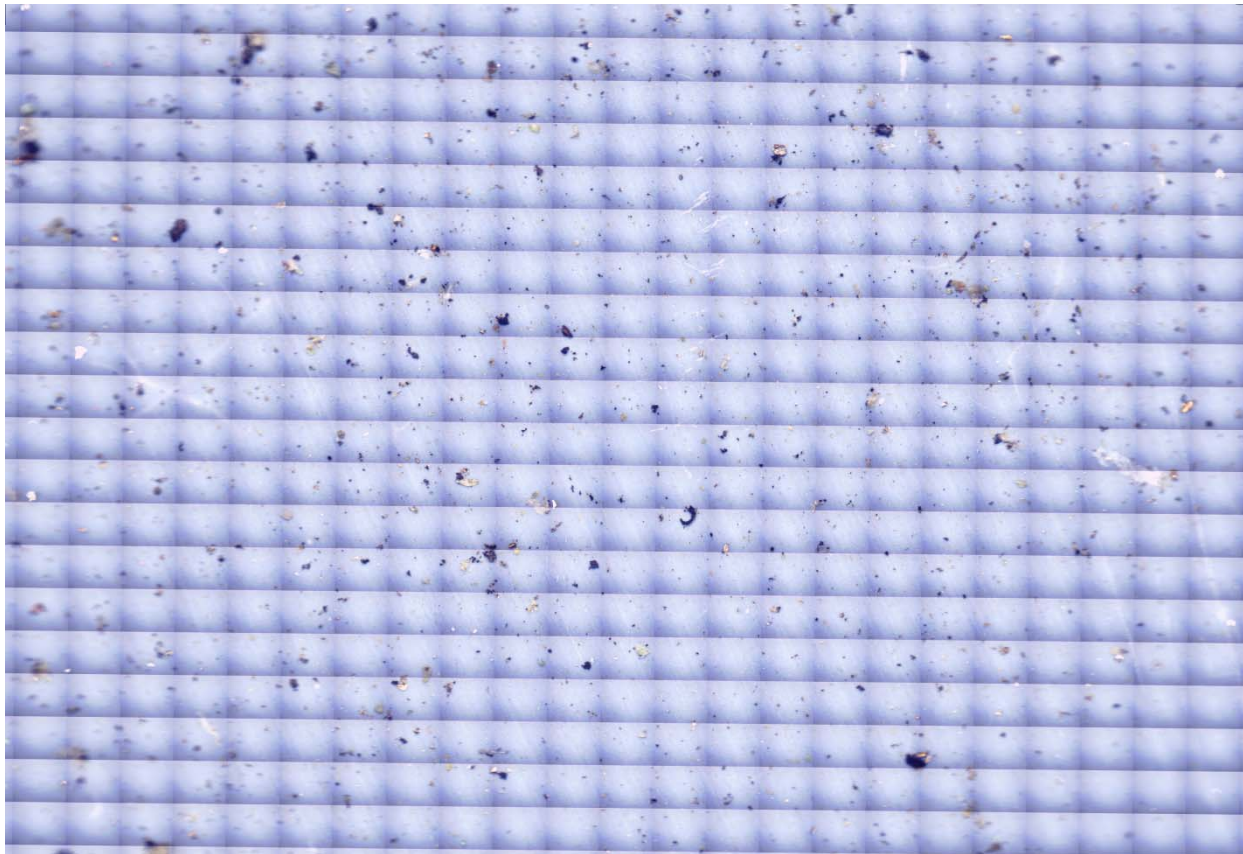


Figur 4.13a: Billede af scannet område fra Mortenstrup MO108 100L.

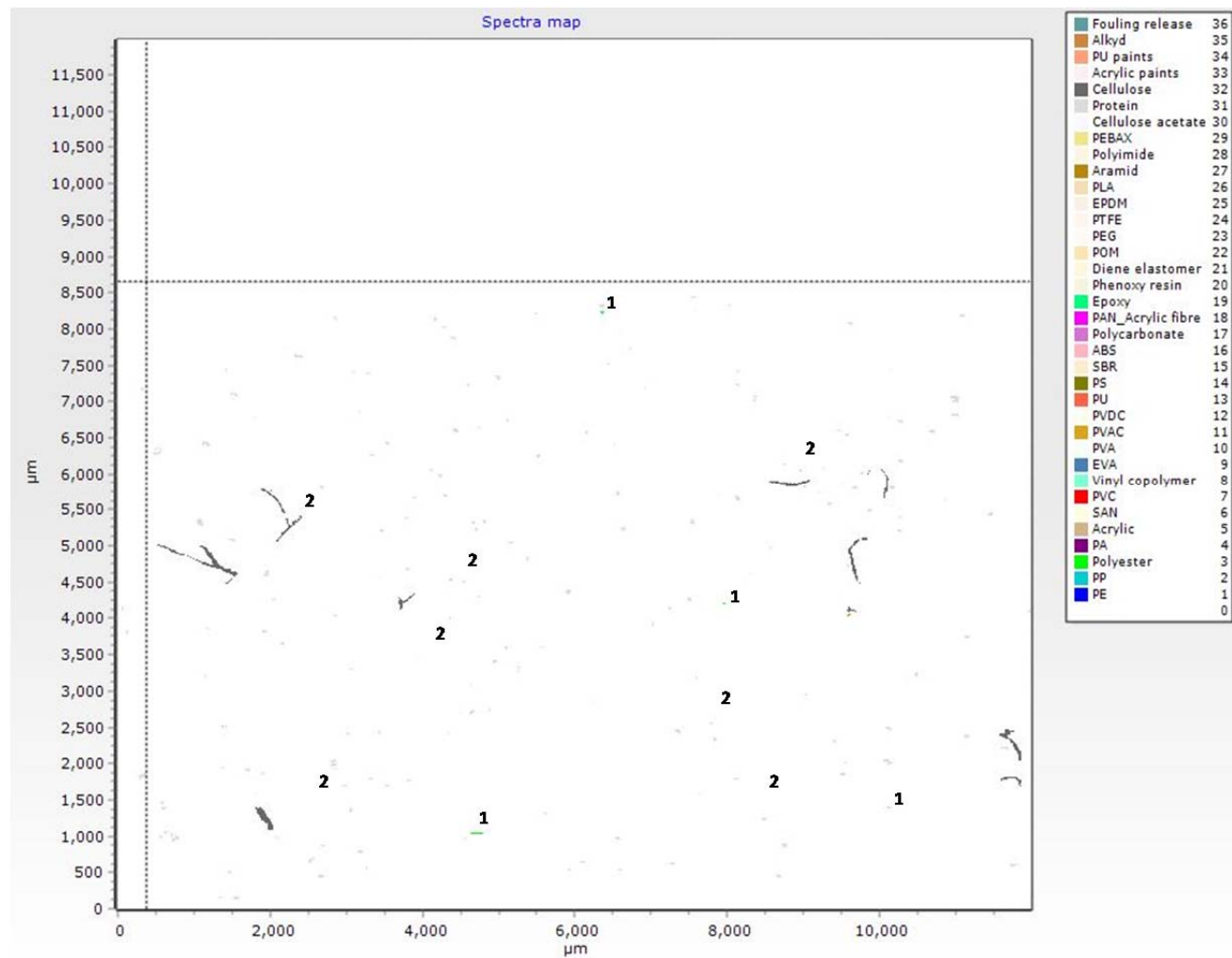


Figur 4.13b: Spektrakort fra MPhunter v.2.0 for Mortenstrup MO108 100L. 1: Acrylic paints; 2: Cellulose acetate; 3: Polyester.

4.14 Mortenstrup MO105 50L (repl. Nr.1)

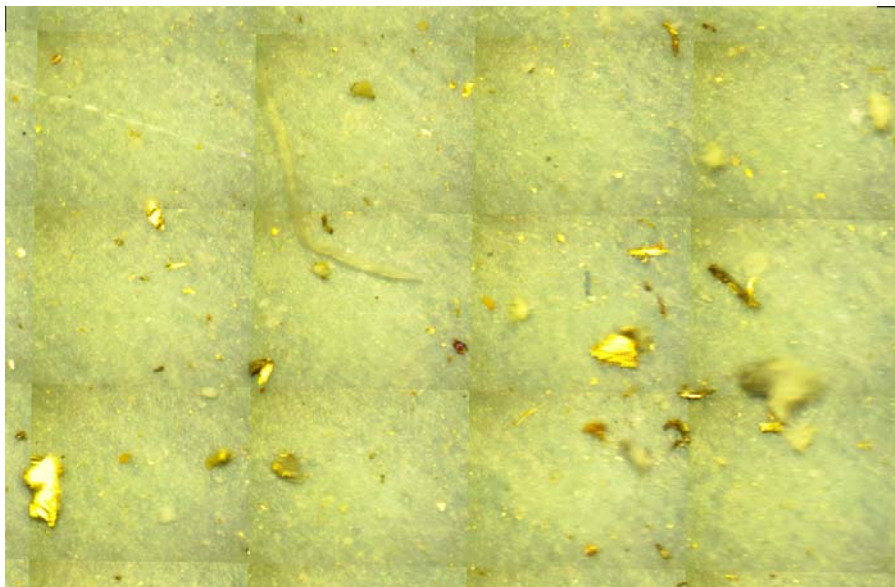


Figur 4.12a: Billede af scannet område fra Mortenstrup MO105 (repl.nr.1).

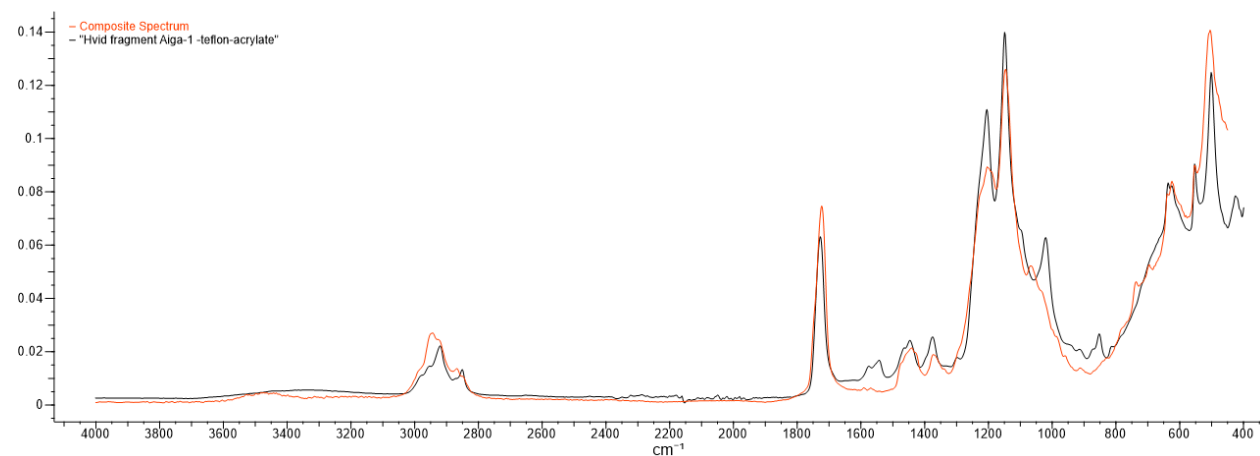


Figur 4.14b: Spektrakort fra MPhunter v.2.0 for Mortenstrup MO105 (repl.nr.1). 1: Polyester; 2: Acrylic paints.

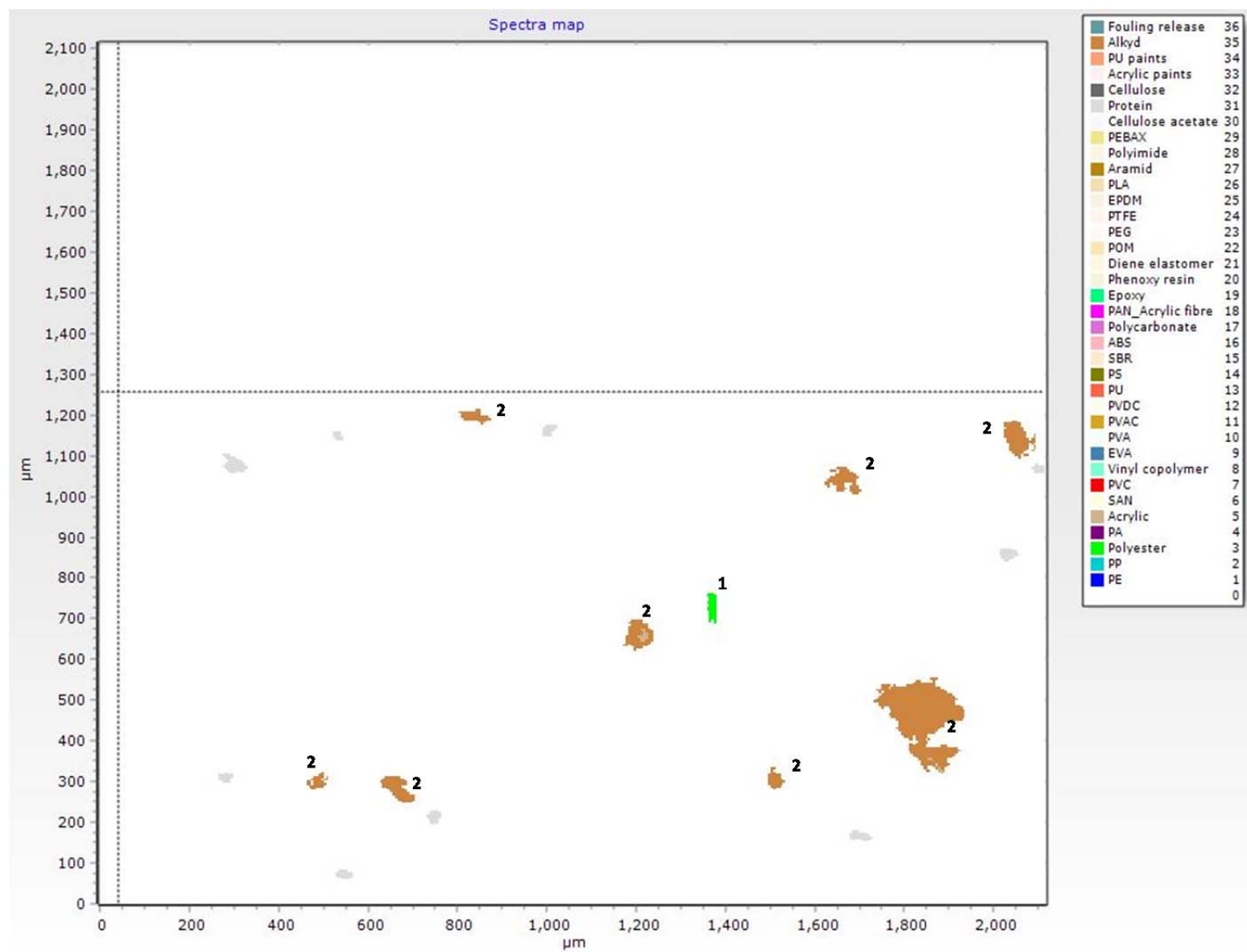
4.15 Farversmølle (Aabenraa), 50L (repl. nr.2)



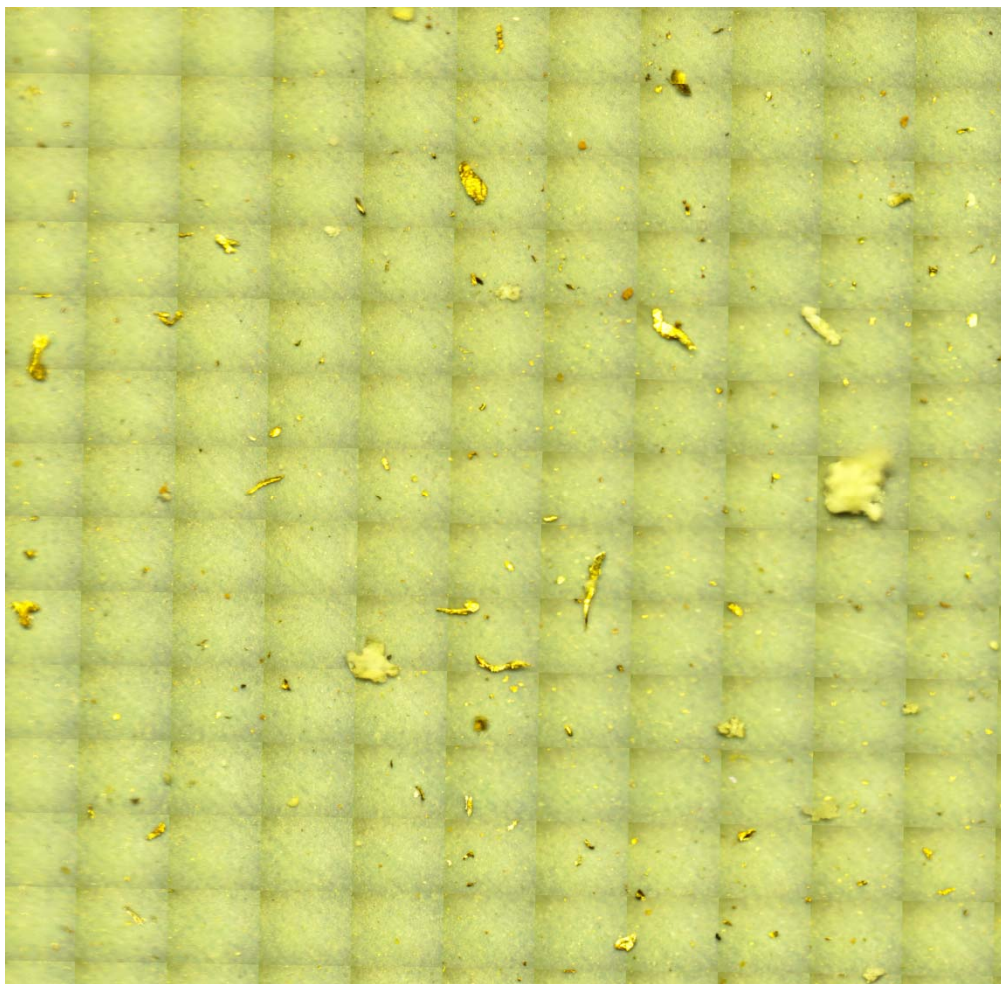
Figur 4.15a: Billede af scannet område fra Farversmølle 50L repl.2 (scan1).



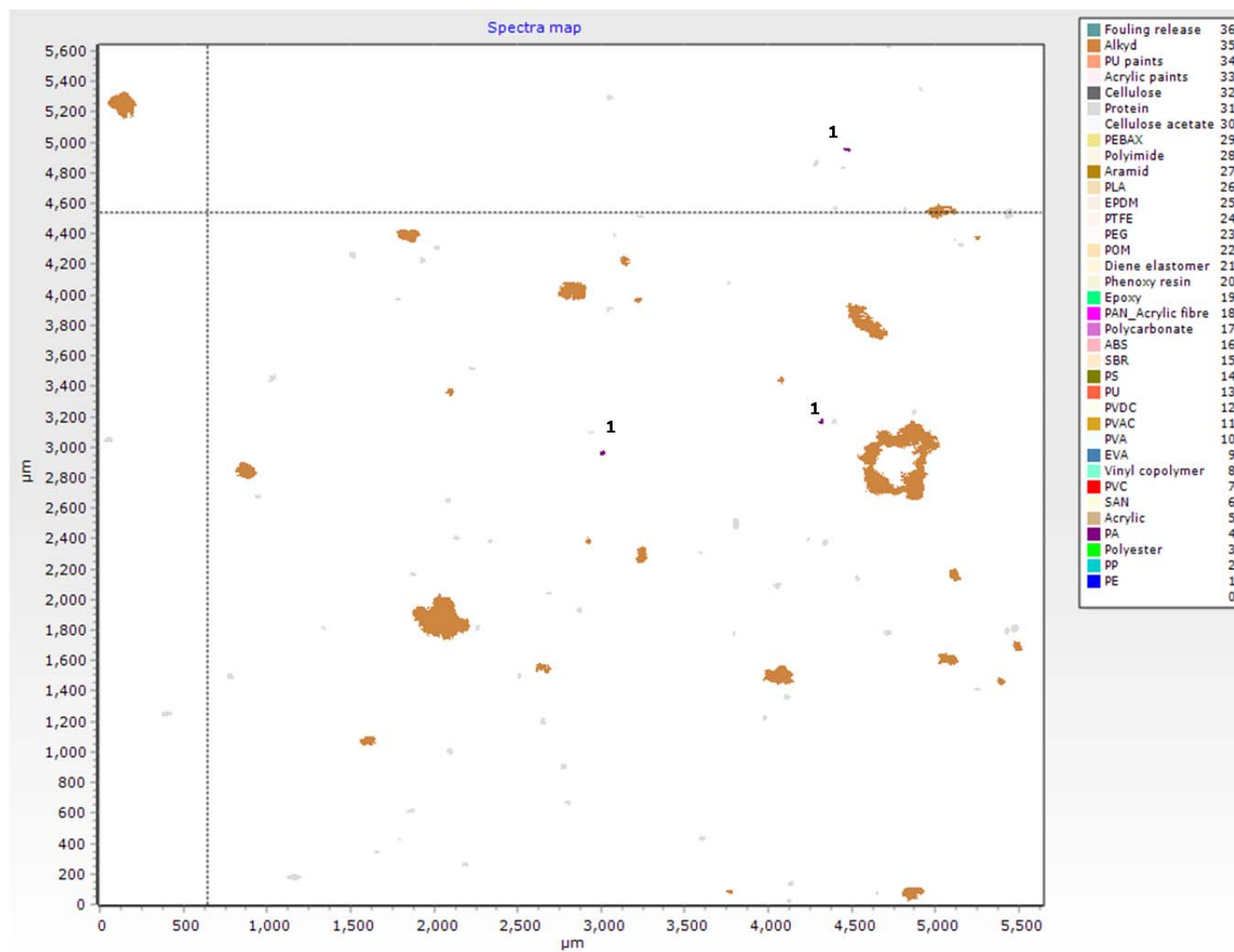
Figur 4.15b: Spektrum af en af hvide fragmenter fundet på Farversmølle prøver, analyseret med ATR FT-IR for at få hele spektrum (inkl. fingerprint region). Sort – partikelspektrum, Orange – bedste referencespektrumfit ved brug af KnowItAll software.



Figur 4.15c: Spektrakort fra MPhunter v.2.0 for Farversmølle repl.2 (scan 1). 1: Polyester; 2: Teflon-Acrylic composite.



Figur 4.15d: Billede af scannet område fra Farversmølle 50L repl.2 (scan 2).



Figur 4.15e: Spektrakort fra MPhunter v.2.0 for Farversmølle repl.2 (scan 2). 1: PA. Brun farve: Teflon-Acrylic composite.

